

UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE

Přírodovědecká fakulta

Geografie

Fyzická geografie a geoekologie



Bc. Michaela Sladová

**Hodnocení vlivu struktury krajiny na disperzi rysa
ostrovida v Pošumaví**

Assessment of the impact of landscape structure
on the dispersion of lynx in Posumavi

Diplomová práce

Vedoucí diplomové práce: RNDr. Dušan Romportl, Ph.D.

Praha 2014

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Prachaticích, 18. 8. 2014

.....

Michaela Sladová

Poděkování:

Na tomto místě bych chtěla poděkovat RNDr. Dušanovi Romportlovi Ph.D. za podnětné rady a náměty, a rovněž za zapůjčené fotopasti a poskytnutá data a materiály, které podstatnou měrou přispěly ke vzniku této práce. Zvláštní dík patří Mgr. Hance Černé, Bc. Darině Šulecové, Mgr. Lubošovi Mrkvovi, Ing. Romanovi Jurasovi a Mgr. Tomášovi Pokornému za věnovaný čas a rady během zpracování diplomové práce. V neposlední řadě bych chtěla poděkovat rodině za podporu během studia a za asistenci při terénních měřeních.

ZADÁNÍ PRÁCE

Název práce:

Hodnocení vlivu struktury krajiny na disperzi rysa ostrovida v Pošumaví

Klíčová slova

konektivita krajiny – environmentální nika – disperze – rys ostrovid

Cíle práce

- Rešerše problematiky hodnocení fragmentace a konektivity krajiny s důrazem na jejich vliv na prostorové aspekty šíření rysa ostrovida.
- Rešerše problematiky prostorových a habitatových nároků rysa a metapopulační dynamiky jeho populací v ČR a Evropě.
- Analýza současné míry fragmentace a konektivity krajiny širší oblasti Šumavy a Pošumaví včetně návazných oblastí vhodných pro trvalý výskyt rysa (Boleticko, Blanský les, Novohradské hory).

Použité pracovní metody, zájmové území, datové zdroje

- Rešerše dostupné literatury zabývající se problematikou fragmentace a konektivity krajiny s důrazem na možnosti šíření rysa ostrovida.
- Rešerše problematiky prostorových a habitatových nároků rysa a metapopulační dynamiky jeho populací v ČR a Evropě.
- Analýza výskytu a disperze rysa ostrovida s využitím databází NDOP AOPK, Správy NP a CHKO Šumava a výsledků monitoringu tzv. Rysích hlídek Hnutí Duha (sběr vlastních dat v terénu).
- Analýza současné míry fragmentace a konektivity krajiny širší oblasti Šumavy a Pošumaví včetně návazných oblastí vhodných pro trvalý výskyt rysa (Boleticko, Blanský les, Novohradské hory), využití krajinných metrik *Effective Mesh Size*, *počet plošek vhodného habitatu*, *velikost plošek* atd.
- Zhodnocení vlivu struktury krajiny (míra fragmentace, konektivita vhodných habitatů) na výskyt a disperzi rysa ostrovida.

Datum zadání: 14. 12. 2011

Podpis studenta

Bc. Michaela Sladová

Podpis vedoucího práce

RNDr. Dušan Romportl, Ph.D.

Hodnocení vlivu struktury krajiny na disperzi rysa ostrovida v Pošumaví

Abstrakt: Velké šelmy představují tradiční skupinu bioindikačních druhů, jejichž přítomnost vypovídá o stavu prostředí i krajiny. S postupným návratem těchto živočichů do kulturní krajiny střední Evropy zároveň stoupají požadavky na bližší poznání jejich prostorových nároků a habitatových preferencí. Rys ostrovid (*Lynx lynx*) patří od 70. let 20. století opět mezi lesní druhy šumavské fauny. Za bezmála 40 let se populace šelmy rozšířila ze Šumavy a Bavorského lesa i do lesnatých celků Českého lesa, Smrčín a Novohradských hor po obou stranách státní hranice. Nicméně současný stav, ať už stabilní početnost jedinců, či genetická variabilita, ohrožuje celá řada faktorů. Dlouhodobá životaschopnost populace šelmy je negativně ovlivňována nejen úbytkem vhodných biotopů, ale i postupující fragmentací krajiny. Částečné řešení zmírnění dopadu aktuálních trendů krajinných změn představují migrační koridory. Ty by mohly zajistit přísun nových jedinců do malých, k extinkci náchylných populací a zároveň by se podílely na posílení celkové fitness populace. Práce řeší tři hlavní cíle: 1) zhodnocení fragmentace a konektivity krajiny širší oblasti Šumavy a návazných lesnatých celků nadhledem k možnostem šíření rysa ostrovida, 2) příprava modelu migračních koridorů a 3) vyhodnocení ročního monitoringu rysa ostrovida v lokalitě Na Skalce. Pomocí analýzy ekologické niky druhu (ENFA) a nástrojů modelujících migrační koridory (Corridor Designer) bylo identifikováno 24 oblastí s velmi kvalitním habitatem, avšak jen 18 z nich je v současnosti šelmou využíváno. Migrace rysa mezi těmito oblastmi je znemožněna nakumulovanými plošnými i liniovými migračními bariérami. Jako nejproblematictější místa byly určeny dálnice D5, která přetíná koridory ve čtyřech místech a rychlostní silnice R6 a R4. Dalšími možnými kritickými místy pro migraci šelmy byla zvolena i křížení koridorů se silnicemi I/3, I/20, I/34, a I/39. Výsledná konektivita každého koridoru byla posouzena na základě komplexní analýzy, do které vstupovaly hodnoty – délka koridoru, průměrná šířka koridoru, habitat, lesnatost, „meziplošková“ vzdálenost a dopravní komunikace. Do analýzy bylo zahrnuto 34 potenciálních migračních koridorů a 7 z nich bylo identifikováno jako méně průchozí.

Klíčová slova: rys ostrovid, fragmentace krajiny, analýza ENFA, modelování koridorů, fotomonitoring

Assessment of the impact of landscape structure on the dispersion of lynx in Posumavi

Abstract: The big predators are a traditional group of bioindicative species, whose presence shows the state of environment and landscape within a region. As these animals recolonize the cultural landscape of central Europe it's needed to understand their space requirements and habitat preferences. The lynx (*Lynx lynx*) has been one of the Sumava forest species since the 70's. After almost 40 years the population of lynx has spread from Sumava and Bavarian Forest to forested parts of Cesky Les, Smrcina and Novohradske hory and to both sides of state borders. However today's state of lynx population, stable number of animals or genetic variability is endangered by many factors. Long term viability of the lynx population is – besides poaching or illegal hunting – affected by the loss of suitable habitats and ongoing fragmentation of the landscape. One of the possible solutions of negative impacts is delineation and protection of landscape permeability of habitat corridors. They might have provide supply of new individuals to small, extinction prone population and at the same time they could reinforce overall fitness population. This thesis has three main objectives: 1) evaluation of landscape fragmentation and connectivity in Sumava region and other patches of suitable habitat with emphasis on spreading lynx population, 2) preparation of migration corridors and 3) evaluation of one-year monitoring of lynx in location Na Skalce. With the help of ecological niche factor analysis (ENFA) and tools for modeling migration corridors (Corridor Designer) we identified 24 patches of very high-quality habitat, but only 18 of them is currently used by lynx. The migration of lynx among these locations is rather impossible because of areal and linear migration barriers. As the most problematic places were assessed: highway D5 blocking corridors at four places and highways R6 and R4. Another possible critical places for migration of lynx was the intersection of corridors with roads I/3, I/20, I/34, and I/39. Final connectivity of every corridor was evaluated from complex analysis with following variables – the corridor length, average width of the corridor, habitat type, forest coverage, distance between suitable locations and traffic. There were 34 evaluated migration corridors and 7 of them were assessed as less passable.

Keywords: *Lynx lynx*, landscape fragmentation, ecological niche factor analysis (ENFA), Corridor Designer, camera trapping

OBSAH

1 ÚVOD	12
1.1 CÍLE PRÁCE	14
2 FRAGMENTACE A KONEKTIVITA KRAJINY	16
2.1 MIGRAČNÍ BARIÉRY V KRAJINĚ	16
2.1.1 <i>Plošné migrační bariéry</i>	17
2.1.2 <i>Liniové migrační bariéry</i>	17
2.2 EKOLOGICKÉ EFEKTY FRAGMENTACE	19
2.2.1 <i>Efekt plochy a izolace</i>	19
2.2.2 <i>Matrix efekt a okrajový efekt</i>	20
2.2.3 <i>Ekologický efekt komunikací</i>	21
2.2.4 <i>Genetická degradace</i>	21
2.3 VYUŽITÍ EKOLOGICKÝCH SÍTÍ K PRŮCHODNOSTI KRAJINY	22
2.3.1 <i>Teoretická východiska</i>	23
2.3.1.1 <i>Teorie ostrovní biogeografie</i>	23
2.3.1.2 <i>Metapopulační teorie</i>	23
2.3.2 <i>Ekologické sítě</i>	25
2.3.2.1 <i>Jádrové oblasti a migrační koridory</i>	26
2.3.2.2 <i>Evropské ekologické sítě</i>	27
3 BIOLOGIE A ETOLOGIE RYSA OSTROVIDA (<i>LYNX LYNX</i>)	29
3.1 EKOLOGICKÁ NIKA DRUHU	30
3.1.1 <i>Stanovištní nika rysa ostrovida</i>	31
3.1.2 <i>Funkční nika rysa ostrovida</i>	32
3.1.3 <i>Antropogenní tlak</i>	34
3.2 PROSTOROVÁ STRUKTURA POPULACE	37
3.2.1 <i>Domovský okrsek</i>	37
3.2.2 <i>Migrace a denní pohyb</i>	41
4 HODNOCENÍ VLIVU STRUKTURY KRAJINY	44
4.1 METODY URČUJÍCÍ MÍRU FRAGMENTACE	44
4.2 METODY URČUJÍCÍ POTENCIÁLNÍ HABITAT DRUHU	45
4.2.1 <i>ENFA</i>	46
4.2.2 <i>LAND CHANGE MODELER</i>	46
4.3 MODELOVÁNÍ POTENCIÁLNÍCH MIGRAČNÍCH KORIDORŮ	47
4.3.1 <i>ZONATION</i>	47

4.3.2 LINKAGE MAPPER	48
4.3.3 CORRIDOR DESIGNER.....	48
5 METODIKA PRÁCE	50
5.1 ZÁJMOVÉ ÚZEMÍ	50
5.1.1 Charakteristika širšího zájmového území	51
5.1.2 Fyzickogeografická charakteristika území trvalého výskytu rysa ostrovida	56
5.1.3 Územní ochrana přírody a krajiny v oblasti trvalého výskytu rysa ostrovida	59
5.2 ZDROJE DAT.....	61
5.3 METODICKÝ POSTUP.....	64
5.3.1 Monitoring pobytových znaků rysa ostrovida	64
5.3.2 Analýza míry fragmentace zájmového území	65
5.3.3 Vyhodnocení habitatového modelu	65
5.3.4 Tvorba migračních koridorů	66
5.3.4.1 Modifikování habitatového modelu	67
5.3.4.2 Vymezení koridorů.....	67
5.3.4.3 Vyhodnocení koridorů.....	68
6 VÝSLEDKY	70
6.1 ZHODNOCENÍ LOKALITY NA SKALCE	70
6.2 MÍRA FRAGMENTACE ZÁJMOVÉHO ÚZEMÍ	71
6.3 HABITATOVÝ MODEL	72
6.3.1 Vyhodnocení habitatového modelu	72
6.3.2 Zastoupení jednotlivých tříd habitatu v rámci domovských okrsků	74
6.3.3 Konektivita krajiny mezi lokalitami s kvalitním habitatem	78
6.4 MODEL MIGRAČNÍCH KORIDORŮ	81
6.4.1 Plošky vhodného habitatu	81
6.4.2 Konektivita plošek	83
6.4.3 Míra propustnosti migračních koridorů	87
6.4.4 Vyhodnocení propustnosti koridorů pomocí multikriteriální analýzy.....	95
6.4.5 Vztah migračních koridorů k vybraným kategoriím územní ochrany přírody a krajiny.....	97
7 DISKUZE.....	101
7.1 ZÁJMOVÉ ÚZEMÍ	101
7.2 MÍRA NEJISTOTY U VSTUPNÍCH DAT	103
7.3 VYHODNOCENÍ POUŽITÝCH ANALÝZ.....	103
7.4 POTENCIÁLNÍ MIGRAČNÍ KORIDORY	105

8 ZÁVĚR	108
LITERATURA.....	111
PŘÍLOHY.....	123

Seznam grafů

GRAF 1: KRAJINNÝ POKRYV	54
GRAF 2: ZASTOUPENÍ TYPŮ HABITATU V RÁMCI DOMOVSKÉHO OKRSKU BERTA.....	74
GRAF 3: ZASTOUPENÍ TYPŮ HABITATU V RÁMCI DOMOVSKÉHO OKRSKU EDY.....	75
GRAF 4: ZASTOUPENÍ TYPŮ HABITATU V RÁMCI DOMOVSKÉHO OKRSKU ANDĚLY	76
GRAF 5: ZASTOUPENÍ TYPŮ HABITATU V RÁMCI DOMOVSKÉHO OKRSKU MILKY.....	78

Seznam obrázků

OBR. 1: OBECNÉ SCHÉMA PROCESŮ, KTERÉ JSOU OVLIVNĚNÉ FRAGMENTACÍ KRAJINY.....	19
OBR. 2: KATEGORIE METAPOULACE	25
OBR. 3: KONEKTIVITA EVROPSKÉ KRAJINY A POTENCIÁLNÍ KORIDORY PRO RYSA OSTROVIDA	28
OBR. 4: EKOLOGICKÁ NIKA	30
OBR. 5: SCHÉMA POPULAČNÍ DYNAMIKY	36
OBR. 6: VZTAH MEZI STRUKTUROU KRAJINY A POTENCIÁLNÍ VELIKOSTÍ DOMOVSKÉHO OKRSKU	40
OBR. 7: VZTAH MEZI DÉLKOU DISPERZE A POTRAVNÍM REŽIMEM	42
OBR. 8: NADMOŘSKÁ VÝŠKA.....	51
OBR. 9: SKLONITOST RELIÉFU	52
OBR. 10: KRAJINNÝ POKRYV	53
OBR. 11: VZDÁLENOST K NEJBLIŽŠÍMU SÍDLU	55
OBR. 12: HUSTOTA KOMUNIKACÍ VÁŽENÁ INTENZITOU JEJICH ZÁTĚŽE.....	56
OBR. 13: PŘÍKLAD SBĚRU DAT	63
OBR. 14: DOMOVSKÝ OKRSEK BERTA	75
OBR. 15: DOMOVSKÝ OKRSEK EDY	76
OBR. 16: DOMOVSKÝ OKRSEK ANDĚLY	77
OBR. 17: DOMOVSKÝ OKRSEK MILKY	77
OBR. 18: LINIOVÉ MIGRAČNÍ BARIÉRY V RÁMCI NADREGIONÁLNÍCH KORIDORŮ A BIOCENTER (ÚSES)	79
OBR. 19: HABITATOVÉ PLOŠKY, KTERÉ MAJÍ HSI > 50 % (LIMITNÍ HODNOTY 6 000 A 20 000 HA).....	82
OBR. 20: POTENCIÁLNÍ MIGRAČNÍ KORIDORY	84
OBR. 21: POTENCIÁLNÍ MIGRAČNÍ KORIDORY VE VZTAHU K HABITATOVÉMU MODELU	87

Seznam tabulek

TAB. 1: VELIKOST DOMOVSKÉHO OKRSKU RYSA OSTROVIDA V EVROPĚ	39
TAB. 2: POPULAČNÍ HUSTOTA RYSA OSTROVIDA V EVROPĚ	41
TAB. 3: KLASIFIKACE NÁLEZOVÝCH DAT	65

TAB. 4: INTERPRETACE VHODNOSTI HABITATU	66
TAB. 5: MULTIKRITERIÁLNÍ ANALÝZA.....	69
TAB. 6: ZÁZNAMY Z FOTOPASTI.....	70
TAB. 7: LINIOVÉ MIGRAČNÍ BARIÉRY ODDĚLUJÍCÍ PLOCHY S KVALITNÍM HABITATEM	73
TAB. 8: PROSTOROVÉ PARAMETRY MIGRAČNÍCH KORIDORŮ	86
TAB. 9: PROCENTUÁLNÍ ZASTOUPENÍ JEDNOTLIVÝCH TŘÍD HABITATU V MIGRAČNÍCH KORIDORECH	88
TAB. 10: ZASTOUPENÍ JEDNOTLIVÝCH TYPŮ DOPRAVNÍ INFRASTRUKTURY V MIGRAČNÍCH KORIDORECH.....	91
TAB. 11: INTENZITA DOPRAVY VE VYBRANÝCH ÚSECÍCH DOPRAVNÍ INFRASTRUKTURY	93
TAB. 12: MEZIPLOŠKOVÉ ÚSEKY NEVHODNÉHO TYPU HABITATU	94
TAB. 13: BODOVÉ OHODNOCENÍ KRITÉRIÍ	96
TAB. 14: VZTAH MIGRAČNÍCH KORIDORŮ K VYBRANÝM KATEGORIÍM OCHRANY PŘÍRODY	97

Seznam příloh

PŘÍL. 1: POCHŮŽKOVÝ LIST TZV. RYSÍCH HLÍDEK.....	123
PŘÍL. 2: DIGITÁLNÍ DATABÁZE TZV. RYSÍCH HLÍDEK NA PŘÍKLADU NECELÉHO ROKU 2014 (ZÁZNAMY O POCHŮŽKÁCH)	124
PŘÍL. 3: DIGITÁLNÍ DATABÁZE TZV. RYSÍCH HLÍDEK NA PŘÍKLADU NECELÉHO ROKU 2014 (ZÁZNAMY O NÁLEZOVÝCH DATECH)	125
PŘÍL. 4: UMÍSTĚNÍ AUTOMATICKÝCH KAMER V LOKALITĚ NA SKALCE	126
PŘÍL. 5: NÁLEZOVÁ DATA.....	127
PŘÍL. 6: SNÍMKY Z FOTOPASTÍ.....	128
PŘÍL. 7: ANTROPOGENNÍ VLIV V LOKALITĚ NA SKALCE	129
PŘÍL. 8: GEOCACHING V LOKALITĚ JODLOVA KAMENE	130
PŘÍL. 9: PROCENTUÁLNÍ ZASTOUPENÍ NEFRAGMENTOVANÉ PLOCHY V RÁMCI JEDNOHO SČÍTACÍHO ČTVERCE (500 * 500 M) VE VZTAHU K FRAGMENTAČNÍ GEOMETRII	131
PŘÍL. 10: PROCENTUÁLNÍ ZASTOUPENÍ NEFRAGMENTOVANÉ PLOCHY V RÁMCI JEDNOHO SČÍTACÍHO ČTVERCE (500 * 500 M) VE VZTAHU K DALŠÍM LINIOVÝM DOPRAVNÍM STRUKTURÁM.....	132
PŘÍL. 11: HABITATOVÝ MODEL RYSA OSTROVIDA.....	133
PŘÍL. 12: LOKALIZACE DOMOVSKÝCH OKRSKŮ ČTYŘ RYSŮ	134
PŘÍL. 13: ZASTOUPENÍ TYPU HABITATU V RÁMCI DOMOVSKÝCH OKRSKŮ DESETI TELEMETRICKY SLEDOVANÝCH RYSŮ	135
PŘÍL. 14: LINIOVÉ MIGRAČNÍ BARIÉRY V RÁMCI NADREGIONÁLNÍCH KORIDORŮ A BIOCENTER (ÚSES)	136
PŘÍL. 15: KRAJINNÝ POKRYV VE VZTAHU K NADREGIONÁLNÍM PRVKŮM ÚSES	137
PŘÍL. 16: LINIOVÉ MIGRAČNÍ BARIÉRY V RÁMCI NADREGIONÁLNÍCH PRVKŮ ÚSES	138
PŘÍL. 17: HABITATOVÉ PLOŠKY, KTERÉ MAJÍ HSI > 50 % (LIMITNÍ HODNOTY 6 000 A 20 000 HA).....	139
PŘÍL. 18: HABITATOVÉ PLOŠKY, KTERÉ MAJÍ HSI > 50 % (LIMITNÍ HODNOTY 4 000 A 20 000 HA).....	140
PŘÍL. 19: VZTAH HABITATOVÝCH PLOŠEK A BODŮ VÝSKYTU RYSA OSTROVIDA.....	141
PŘÍL. 20: POTENCIÁLNÍ MIGRAČNÍ KORIDORY	142
PŘÍL. 21: MIGRAČNÍ KORIDORY S ODLIŠNOU ŠÍŘKOU	143
PŘÍL. 22: MAPA LIMITNÍ ŠÍŘKY KORIDORU (3 KM)	144

PŘÍL. 23: TABULKA LIMITNÍ ŠÍŘKY KORIDORU (3 KM)	145
PŘÍL. 24: MAPA LIMITNÍ ŠÍŘKY KORIDORU (2 KM)	146
PŘÍL. 25: TABULKA LIMITNÍ ŠÍŘKY KORIDORU (2 KM)	147
PŘÍL. 26: MAPA LIMITNÍ ŠÍŘKY KORIDORU (1 KM)	148
PŘÍL. 27: TABULKA LIMITNÍ ŠÍŘKY KORIDORU (1 KM)	149
PŘÍL. 28: ZNÁZORNĚNÍ VÝPOČTU LIMITNÍCH ŠÍŘEK VE VYBRANÝCH KORIDORECH	150
PŘÍL. 29: POTENCIÁLNÍ MIGRAČNÍ KORIDORY VE VZTAHU K HABITATOVÉMU MODELU	151
PŘÍL. 30: POTENCIÁLNÍ MIGRAČNÍ KORIDORY VE VZTAHU KE KRAJINNÉMU POKRYVU	152
PŘÍL. 31: ZASTOUPENÍ KRAJINNÝCH TŘÍD V RÁMCI MIGRAČNÍCH KORIDORŮ	153
PŘÍL. 32: POTENCIÁLNÍ MIGRAČNÍ KORIDORY VE VZTAHU K JEDNOTLIVÝM TYPŮM DOPRAVNÍ INFRASTRUKTURY	155
PŘÍL. 33: POTENCIÁLNÍ MIGRAČNÍ KORIDORY VE VZTAHU K CHRÁNĚNÝM ÚZEMÍM	156
PŘÍL. 34: POTENCIÁLNÍ MIGRAČNÍ KORIDORY VE VZTAHU K NADREGIONÁLNÍM PRVKŮM ÚSES.....	157
PŘÍL. 35: POTENCIÁLNÍ MIGRAČNÍ KORIDORY A NADREGIONÁLNÍ PRVKY ÚSES VE VZTAHU K BODŮM VÝSKYTU RYSA OSTROVIDA.....	158

Kapitola 1

ÚVOD

Mezi hlavní cíle ochrany přírody a krajiny ve 21. století patří uchování maximální světové, regionální i lokální biodiverzity (Cox & Moore, 2000; Dobson et al., 1997). Tento požadavek vyplynul z prognóz, které přirovnávaly současný dramatický pokles biodiverzity k pěti největším obdobím vymírání druhů (Hilty et al., 2006; Lindenmayer & Fischer, 2006). Pokles biodiverzity je zapříčiněn především procesy, které lze rozdělit do dvou kategorií: 1) přírodní procesy – globální změna klimatu a redistribuce uhlíku, invazní druhy a 2) antropogenně podmíněné procesy – změna využití ploch, fragmentace (Groom et al., 2006; Hilty et al., 2006; Lindenmayer & Fischer, 2006). Z globálního hlediska patří změna klimatu k nejvýznamnějším přírodním procesům, které se podílejí na ztrátě biodiverzity (Root et al., 2003; Sala et al., 2000). Globální změna teploty a srážek se nepodílí přímo na vymírání druhů, avšak její vliv je zprostředkovaný (Hilty et al., 2006; Leach et al., 2013; Marino et al., 2011). Příkladem velké šelmy, která bude ovlivněna globální změnou klimatu, může být sněžný leopard. Jeho výskyt je vázán na úzký pruh biotopu, který je omezen hranicí lesa a nadmořskou výškou 5 500 m. Podle scénářů Mezivládního panelu pro změnu klimatu (Christensen et al., 2007) se v Himalájích hranice lesa posune tak, že sněžný leopard ztratí 30 % ze současné rozlohy vhodných biotopů (Forrest et al., 2012).

V posledních desetiletích se k přírodním hrozbám, které významně ovlivňují terestrickou biodiverzitu, řadí i antropogenně podmíněné procesy – změna krajinného pokryvu a fragmentace (Groom et al., 2006). Ve srovnání s globální změnou klimatu je však těmto problémům věnována jen malá pozornost (Harte, 2001), a to i přesto, že změna využití ploch ovlivní lokální klima ve větším rozsahu, než globální změna klimatu (Hilty et al., 2006). Navíc změna využití krajiny a s ní spojená fragmentace zaznamenaly v posledních letech dramatický vývoj (Lindenmayer & Fischer, 2006; Sala et al., 2000). Světová populace se zvětšuje exponenciálně a s tím narůstá i její spotřeba (Dobson et al., 1997). Nejenže se zvyšuje tlak na již tak nadměrně využívané nerostné zdroje, ale také roste poptávka po nových plochách, které by uspokojily nároky společnosti (Dobson et al., 1997; Linnell et al., 2005; Kramer-Schadt et al., 2011). Při přeměně původních přírodních či přírodě blízkých stanovišť na „umělé“ plochy dochází kromě již zmíněného úbytku vhodných biotopů i k tzv. procesu fragmentace. Fragmentace krajiny nepatří mezi novodobé procesy. Z počátku se organismy musely vyrovnat s přírodní heterogenitou krajiny (pouště, hory, mokřady atd.) (Hilty et al., 2006). V posledních 100 letech se však k mozaice převážně přírodních struktur krajiny připojily i antropogenně podmíněné tvary (Anděl et al., 2010b), kterým se živočichové musí přizpůsobit v daleko kratším časovém úseku (Hilty et al., 2006; Lindenmayer & Fischer, 2006). V současnosti žijí organismy ve více či méně fragmentované

krajině, kde se navýšila jejich konfrontace s nevyhovujícími podmínkami prostředí (Groom et al., 2006; Wiens, 1997).

Některé výše uvedené změny prostředí mohou trvat desítky let a efekt zlepšení je v nedohlednu. Částečné zmírnění poklesu biodiverzity způsobené fragmentací a ztrátou habitatu může představovat zlepšení průchodnosti krajiny (Dobson, 2005; Hilty et al., 2006), a proto je jakékoliv propojení izolovaných plošek velkou výzvou současné konzervační biologie (Klar et al., 2012). Izolované populace jsou náchylnější k extinkci hned z několika důvodů: 1) genetická degradace, 2) vyšší úmrtnost v důsledku nepředvídatelné environmentální a demografické stochasticity a 3) neschopnost nalezení potenciálního partnera (Anděl et al., 2005; Jędrzejewski et al., 1996; Lindenmayer et al., 2006; Root et al., 2003; Tkadlec, 2008). Právě výše zmíněná rizika u malých populací mohou být částečně řešena pomocí migračních koridorů (Hilty et al., 2006). Ty by měly být zahrnuty do nově vznikajících ekologických sítí tak (Bloemmen & Van der Sluis, 2004; Pešout & Hošek, 2012; Strnad et al., 2012), aby byla podporována metapopulační dynamika (Hanski et al., 1996; Tkadlec, 2008; Wiens, 1997). Vhodně navržená ekologická síť s jádrovými a přechodnými oblastmi výskytu druhů, které jsou propojeny migračními koridory, by umožnila organismům lépe se přizpůsobit rychle se měnícím lokálním i globálním podmínkám prostředí (Dobson, 2005; Root et al., 2003).

Neexistuje jednotné pravidlo k vytvoření ideálního migračního koridoru, který by sloužil všem živočichům (Beier et al., 2008; Forman & Godron, 1993). Každý druh má totiž specifické prostorové a ekologické požadavky na prostředí, ve kterém se za 1) vyskytuje a za 2) pohybuje (Anděl et al., 2005; Forman & Godron, 1993; Mináriková et al., 2010). Navíc u většiny taxonů nejsou známy jejich preference na prostředí (Groom et al., 2006). Z těchto důvodů jsou identifikovány tzv. ohniskové druhy (*focus species*), pomocí nichž se studuje nejen konektivita krajiny (Hilty et al., 2006), ale například se vymezují i chráněné oblasti (Simberloff, 1998). Mezi ohniskové druhy jsou zařazeny tzv. klíčové druhy (*keystone species*), deštníkové druhy (*umbrella species*), vlajkové druhy (*flagship species*) a indikující druhy (*indicator species*) (Hilty et al., 2006). Veškerá výše zmíněná označení splňuje rys ostrovid (*Lynx lynx*). Jako klíčový druh se podílí na stabilitě i obnově ekosystému (Jędrzejewska & Jędrzejewski, 2005; Mináriková et al., 2010; Tkadlec, 2008). Na příkladu studie Ripple & Beschta (2004) měla přítomnost velké šelmy (vlk obecný) zásadní vliv na regeneraci poškozeného ekosystému v Yellowstone. Za nepřítomnosti vlka přemnožení kopytníci zdecimovali některé druhy vegetace, avšak po jeho návratu byla pozorována obnova celého systému. Rys ostrovid je považován také za tzv. deštníkový druh (Anděl et al., 2010c; Atwood et al., 2011; Baier et al., 2006; Jędrzejewska & Jędrzejewski, 2005). V přeneseném slova smyslu jde o to, že ochrana velkých šelem a jejich přirozeného prostředí může být přínosem pro řadu dalších na prostor

méně náročných živočichů, ale i rostlinných druhů (Forrest et al., 2012; Majka et al., 2007; Simberloff, 1998). Rys ostrovid může být pojmenován i jako tzv. vlajkový druh. Toto označení má spíše sociální a ekonomický podtext, protože vlajkovými druhy jsou vnímány, zejména u široké veřejnosti, populární živočichové (panda, tygr) (Hilty et al., 2006; Simberloff, 1998). Rys ostrovid může být i tzv. indikátorem kvality přírodního prostředí, kdy jeho přítomnost vypovídá nejen o kvalitním biotopu (Bufka, 2003; Forrest et al., 2012; Lindenmayer & Fischer, 2006; Wölfl & Kaczensky, 2001), ale také o dostatečném výskytu kořisti (Breitenmoser et al., 2007; Danell et al., 2006) či toleranci lidí (Linnell et al., 2001b).

1.1 Cíle práce

Předmětem zájmu diplomové práce je fragmentace a konektivita habitatu ve vztahu k rozšíření zájmového druhu. Studované procesy patří k aktuálním tématům konzervační biologie a krajinné ekologie (Fazey et al., 2005; Lindenmayer & Fischer, 2006), čehož je důkazem i webový portál Science Direct, kdy po zadání hesla „*habitat fragmentation*“ je nalezeno bezmála dvacet tisíc odborných vědeckých článků (Science Direct, 2014). Struktura práce vychází ze dvou hlavních cílů a jejich dílčích zaměření:

1) Rešerše problematiky

- **Fragmentace a konektivita krajiny** (Kapitola 2)
je zaměřena především na tři aspekty fragmentace – zhodnocení migračních bariér v krajině, ekologické dopady fragmentace a využití ekologických sítí k průchodnosti krajiny
- **Biologie a etologie rysa ostrovida** (Kapitola 3)
shrnuje základní požadavky druhu na habitat
- **Hodnocení vlivu struktury krajiny** (Kapitola 4)
představuje některé z využívaných metod, které se uplatňují při hodnocení fragmentace a konektivity krajiny a při tvorbě habitatového modelu

2) Analýza současné míry fragmentace a konektivity krajiny širší oblasti Šumavy a Pošumaví včetně návazných oblastí pro trvalý výskyt rysa ostrovida

- nejprve jsou připraveny informace o zájmovém území (viz 5.1), a poté jsou charakterizována vstupní data (viz 5.2)
- do této části práce je vložena i podkapitola (viz 6.1), kde je vyhodnocen více než roční monitoring rysa ostrovida v lokalitě Na Skalce
- stěžejní částí tohoto úseku práce je však vyhodnocení **míry fragmentace zájmového území** (viz 6.2) a **habitatového modelu rysa ostrovida** (viz 6.3)

- velká pozornost je také věnována tvorbě **potenciálních migračních koridorů** (viz 6.4) a jejich detailnímu zhodnocení

Významnou částí diplomové práce je také diskuze, v níž jsou popsány dosažené výsledky a použité metody hodnocení. Nebyla opomenuta ani polemika ohledně možných nejistot, které mohly vzniknout během analýz.

Kapitola 2

FRAGMENTACE A KONEKTIVITA KRAJINY

Rozpad souvislých areálů původního rozšíření druhů je spojen s novodobými trendy využívání krajiny (EEA, 2006; Fazey et al., 2005; Lindenmayer & Fisher, 2006; Sala et al., 2000). Jsou pozorovány dva hlavní procesy: 1) redukce plochy vhodných stanovišť a 2) jejich rozpad do stále menších a izolovanějších plošek, které nemohou plnit původní ekologické funkce (Dufek et al., 2004; Groom et al., 2006; Jaeger, 2005). Zmíněné procesy jsou důsledkem fragmentace krajiny, která v posledních desetiletích nabývá na významu (Anděl, 2010; EEA, 2011; Hilty et al., 2006). Pojem fragmentace byl odvozen z latinského slova *fragmentum*, což znamená úlomek či zlomek plnohodnotného celku (Groom et al., 2006). Fragmenty jsou většinou oddělené liniovými bariérami, nebo plochami pro druh nevhodného habitatu (Anděl et al., 2010b; Jaeger, 2000) (viz 2.1). Výsledná struktura krajiny představuje mozaiku malých, izolovaných, přírodních ploch, které jsou obklopené „mořem“ kulturní krajiny (EEA, 2011; Groom et al., 2006).

Z dlouhodobého hlediska přispívá fragmentace krajiny k poklesu biodiverzity (Dufek et al., 2004; Hilty et al., 2006; Lindenmayer & Fischer, 2006; Kramer-Schadt et al., 2011; Sala et al., 2000). Nejohroženější jsou zpravidla ty druhy, které mají značné prostorové nároky na teritorium a pravidelně migrují (Anděl et al., 2005; Mináriková et al., 2010). V podmínkách České republiky se jedná zejména o velké šelmy – rysa ostrovida (*Lynx lynx*), vlka obecného (*Canis lupus*) a medvěda hnědého (*Ursus arctos*) a kopytníky – losa evropského (*Alces alces*) a jelena lesního (*Cervus elaphus*) (Mináriková et al., 2010; Strnad et al., 2012). Jelikož předmětem zájmu této diplomové práce je rys ostrovid, tak se tato kapitola zabývá především fragmentací a konektivitou krajiny s ohledem na možnosti šíření druhu s velkými prostorovými nároky.

2.1 Migrační bariéry v krajině

Migrační bariéry jsou antropogenní nebo přírodní struktury v krajině, které omezují volný pohyb živočichů na tolik, že původně souvislé území není považováno za jeden celek (Anděl et al., 2005; Dufek et al., 2004; Hilty et al., 2006). Neolitická revoluce je považována za první znatelný, antropogenně podmíněný, zásah do konektivity krajiny. S nástupem „moderního“ zemědělství, odlesňování a vznikem trvalých sídel vznikaly první antropogenně podmíněné izolované fragmenty. Rychlý rozvoj fragmentace však nastal s nástupem průmyslu, železniční a silniční dopravy během posledních dvou staletí (Anděl et al., 2005; Dufek et al., 2004; Hilty et al., 2006).

Anděl et al. (2010b) rozlišují dvě skupiny migračních bariér:

- Plošné migrační bariéry – osídlení, oplocené areály a nevhodný typ habitatu.
- Liniové migrační bariéry – především dopravní infrastruktura.

Podle Anděla et al. (2010b, 2011) se migrační bariéry mohou lišit mírou propustnosti, která je v čase proměnlivá. Částečně průchodné bariéry se mohou stát nepřekonatelnými, pokud dojde k akumulaci překážek (Anděl et al., 2010b; Groom et al., 2006).

2.1.1 Plošné migrační bariéry

V posledních letech je pozorován negativní trend, při kterém dochází k výstavbě nových sídelních objektů na tzv. zelené louce. Jde především o zakládání komerčních a průmyslových areálů, ale také rezidenčních čtvrtí mimo intravilány obcí (Anděl et al., 2010b; EEA, 2006; Sýkora, 2010). Pomineme-li, že zmíněné procesy zmenšují plochu vhodných stanovišť pro výskyt živočichů, dochází během nich také k propojování sídel. Výsledné sídelní struktury představují migrační bariéry trvalého charakteru, které ovlivní krajinu na 50 až 100 let (Anděl et al., 2010b, 2011).

Oplocené areály jsou ve srovnání se sídly dočasnou migrační bariérou (Anděl et al., 2010b). Mezi nejkomplikovanější typ překážky patří elektrické ohradníky, jejichž délka dosahuje často i desítek kilometrů. Elektrické oplocení se nejčastěji objevuje v podhorských a horských oblastech, kde se nacházejí habitaty nejen velkých savců (Anděl et al., 2010b; Hilty et al., 2006; Mináriková et al., 2010). Rys i vlk většinou dobře vyhodnotí situaci a ohradník přeskóčí, nebo podlezou. Ostatní druhy, zejména lesní kopytníci, však mají s překonáním oplocení velký problém. Zejména proto, že elektrické ohradníky jsou konstruovány pro hospodářská zvířata, která mají podobné tělesné proporce jako lesní kopytníci (Anděl et al., 2010b).

Konektivita krajiny nemusí být narušena jen antropogenními strukturami, ale také přirozenou biotopovou bariérou (Bloemmen & Van der Sluis, 2004). U této kategorie je důležité, aby hodnocení fragmentace bylo prováděno u každého druhu zvlášť s ohledem na jeho etologické a ekologické nároky (Anděl et al., 2005). V kapitole 3.1.1 je rys ostrovid charakterizován jako typicky lesní druh, a proto je pro něj významnou překážkou v migraci bezlesí (Basilie et al., 2008; Bloemmen & Van der Sluis, 2004; Bufka, 2003). Ve volném prostoru se rys pohyboval v maximální vzdálenosti 400–500 m od lesního vegetačního porostu (Zimmermann & Breitenmoser, 2007). Podle Wölfla & Kaczenského (2001) jsou i velké vodní plochy významnou bariérou pro pohyb šelmy.

2.1.2 Liniové migrační bariéry

Mezi liniové migrační bariéry jsou řazeny silniční a železniční dopravní sítě, které ve srovnání s plošnými překážkami lze jen těžko obejít. Kromě fragmentace krajiny

způsobuje dopravní infrastruktura řadu dalších negativních efektů, kterými jsou ovlivněny volně žijící živočichové (Jaeger et al., 2005; Spellerberg, 1998) (viz 2.2.3). Anděl et al. (2010b) určují výsledný bariérový efekt na základě tří faktorů:

- **Výběr trasy komunikace** – během procesu plánování nových dopravních sítí by se měli brát v úvahu již postavené komunikace a ostatní migrační bariéry. V západní Evropě je upřednostňován postup, kdy nová dálnice vznikne rozšířením stávající komunikace. V České republice většinou však platí pravidlo, že se nová rychlostní komunikace postaví v blízkosti té původní (Dufek et al., 2004). Pro překonání liniových staveb se často staví tzv. ekodukty, které by měly krajinu pro divokou zvěř lépe zprůchodnit. Přestože ekodukty podléhají v České republice procesu posuzování vlivů na životní prostředí EIA (*Environmental Impact Assessment*) a SEA (*Strategic Environmental Assessment*) (Anděl et al., 2006), tak v některých případech tyto stavby neplní svou původní funkci. Příkladem může být ekodukt u obce Dolní Újezd, který zprůchodňuje krajinu jen minimálně díky kumulaci migračních bariér v těsné blízkosti Dolního Újezdu (Dufek et al., 2004; Šťovíčková, 2014).

- **Technické řešení stavby** – může a nemusí snižovat bariérový efekt (Jaeger et al., 2005). V současnosti se veškeré rychlostní komunikace a dálnice z důvodu bezpečnosti provozu oplocují. Ve výsledku se tím ale násobí bariérový efekt komunikace (Anděl et al., 2006; Dufek et al., 2004). Na druhou stranu bariérový účinek snižují vhodně navržené migrační objekty – nadchody, podchody (Šťovíčková, 2014).

- **Intenzita dopravního provozu** – je hodnocena jako roční průměrná denní intenzita vozidel – RPDI (Anděl et al., 2011). Podle Anděla et al. (2010b) je pro velké savce komunikace významnou bariérou, pokud stoupne hustota provozu nad 5 000 vozidel za den. Intenzita dopravního provozu se na některých komunikacích snižuje během noci, což je důležité pro živočichy, kteří migrují v ranních a večerních hodinách (Anděl et al., 2005; Jaeger et al., 2005).

Železnice ve srovnání se silniční infrastrukturou mají odlišný charakter, jsou užší a intenzita provozu je nižší. Obecně nepředstavují pro řadu živočichů významnou bariéru v šíření. Dalším pozitivem je i skutečnost, že se v současnosti nebudují nové železniční tratě, ale rozšiřují se či modernizují tratě stávající (Anděl et al., 2010b; Groom et al., 2006). Odlišně však na konektivitu krajiny působí vysokorychlostní tratě, které jsou opatřeny protihlukovými stěnami a ploty. Spolu s dalšími migračními bariérami v krajině představují nepřekonatelnou překážku pro migrujícího jedince (Anděl et al., 2010b).

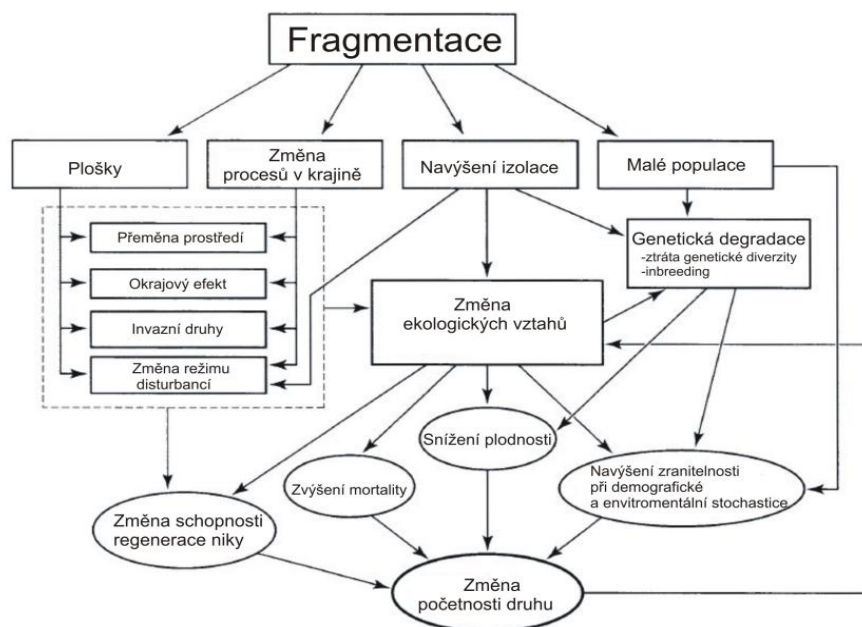
2.2 Ekologické efekty fragmentace

Fragmentace negativně ovlivňuje nejen strukturu krajiny, ale také populace či celá společenstva (Anděl et al., 2005). Ekologický efekt fragmentace byl popsán v řadě vědeckých publikací (Fahrig & Merriam 1994; Hilty et al., 2006; Jaeger, 2000; Lindenmayer & Fischer, 2006; EEA, 2011). Podrobněji se jednotlivými efekty fragmentace krajiny zabývali Groom et al. (2006), kteří rozlišují následující kategorie (výběr kategorií byl upraven s ohledem na biologické a etologické požadavky rysa ostrovida, které jsou shrnuty v Kapitole 3):

2.2.1 Efekt plochy a izolace

Efekt plochy a izolace vychází z předpokladu, že izolované lokální populace jsou náchylnější k extinkci (Schadt et al., 2002a), ve srovnání s populacemi, jejichž areál výskytu je propojený (Fahrig & Merriam 1994; Tkadlec, 2008). Tento ekologický efekt fragmentace je založen na konceptu teorie ostrovní biogeografie a metapopulační teorie, které jsou podrobněji popsány v části 2.3.1 (Groom et al., 2006). Podle Hilty et al. (2006) je konektivita mezi malými ploškami vhodného habitatu pro jednotlivce i populace mnohdy lepší, než jedna velká zdrojová ploška. Pokud existuje jen jedna jádrová ploška, dochází často k vymírání celých společenstev, která byla vystavena nepředvídatelné environmentální stochasticitě – nemoci, disturbance, nedostatek potravy (Hilty et al., 2006). Hobbs & Yates (2003) ve schématu procesů (viz Obr. 1), které jsou způsobeny fragmentací, poukázali na významnou roli malé velikosti populace a izolaci plošek. Z dlouhodobého hlediska vedly oba faktory ke změně ekologických vztahů a genetické degradaci populace.

Obr. 1: Obecné schéma procesů, které jsou ovlivněny fragmentací krajiny (upraveno dle Hobbs & Yates, 2003)



Velké šelmy patří k nejohroženějším druhům z hlediska izolace a velikosti plošek. Poměrně značné rozměry fragmentů přírodního prostředí neposkytují velkým šelmám dostatečný prostor k založení životaschopné populace. Studie ze Švýcarska, České republiky a Slovenska určila velikost kontinuálního lesního celku, který by splňoval etologické i prostorové nároky jedince rysa. Tato studie ukázala, že habitat s velikostí 80 km², by mohl být považován za významnou environmentální proměnnou podporující přítomnost šelmy v některých částech Evropy (Schadt et al., 2002b). Tato rozloha se blíží průměrné velikosti domovského okrsku samice v mírném pásmu (Breitenmoser et al., 1993, 2000; Jędrzejewski et al., 1996).

Díky izolaci populací jsou jedinci nuceni se pohybovat ve vysoce fragmentované krajině (Groom et al., 2006; Mináriková et al., 2010), kde riziko střetu s člověkem je daleko vyšší (Andrén et al., 2006; Basille et al., 2009; Linnell et al., 2005). Zejména subadultní rysové migrují na velké vzdálenosti, kdy denní přesuny mohou dosáhnout i 31 km (Bufka, 2003; Jędrzejewski et al., 2002) (viz 3.2.2). Fragmentace nemusí ovlivňovat jen dálkovou migraci, ale některým druhům může znemožnit pohyb i v rámci domovského okrsku (Belotti et al., 2012; Bunnefeld et al., 2006; Groom et al., 2006).

2.2.2 Matrix efekt a okrajový efekt

Matrix efekt a okrajový efekt jsou podobně jako efekt plochy a izolace založeny na teorii ostrovní biogeografie, a proto zde hraje významnou roli relativní plocha a spojitost plošek (Forman & Godron, 1993; Groom et al., 2006). Krajina je tvořena krajinnou maticí, která je doplněna krajinnými ploškami a koridory (Fahrig & Merriam, 1994; Lipský, 1998). Strukturálně bohatá krajina nabízí rozmanité typy stanovišť pro řadu druhů a některým z nich usnadňuje i jejich další šíření. Na druhou stranu populace živočichů s velkými prostorovými nároky se nacházejí v dostatečně velkých a propojených ploškách (Fahrig & Merriam, 1994; Groom et al., 2006, Mináriková et al., 2010), které jsou součástí metapopulace (Tkadlec, 2008) (viz 2.3.1.2).

Tvar plošek je pro některé druhy stejně důležitý jako jejich velikost (Fahrig & Merriam, 1994; Forman & Godron, 1993). Jinak se zachovají „vnitřní“ druhy uprostřed kulaté plošky ve srovnání s ploškou nepravidelného liniového tvaru (Hilty et al., 2006; Lipský, 1998). První zmíněný tvar má vyšší poměr vnitřního prostředí ve prospěch okrajové části. Význam tvaru je tedy důležitý z hlediska určení okrajového efektu, který je nejlépe zdokumentovaným důsledkem fragmentace (Groom et al., 2006). Podle Hilty et al. (2006) dochází při fragmentaci dříve kontinuálního habitatu ke vzniku ostrých hranic bez přechodných zón. U takto vymezených menších plošek se navyšuje okrajový efekt, který významně ovlivňuje ekologické funkce v ekosystémech. Nejenže se mění fyzické faktory prostředí (mikroklima), ale jsou pozměněny i biologické

funkce společenstev – zastoupení druhů, hustota populací (Hilty et al., 2006). V neposlední řadě jsou fragmenty a jejich okraje vystaveny vyššímu antropogennímu tlaku (Forman & Godron, 1993; Groom et al., 2006). Narůstá v nich rekreace, ale i legální či ilegální lov (Hilty et al., 2006). Podle Bunnefeld et al. (2006) a Groom et al. (2006) byla většina ilegálních odstřelů rysa ostrovida pozorována v blízkosti dopravní sítě a trvalých sídel, které pytlákům umožňovaly lepší přístup do lesnatých oblastí.

2.2.3 Ekologický efekt komunikací

Ekologický efekt komunikací rozděluje Beier et al. (2008) a Jaeger et al. (2005) na primární ekologický efekt – ztráta vhodného habitatu, efekt migrační bariéry, úmrtnost a sekundární ekologický efekt – hlukové, světelné znečištění a zhoršení ovzduší okolo těchto staveb. Primárním ekologickým efektem fragmentace způsobené dopravní infrastrukturou je kromě ztráty vhodného habitatu, efekt migrační bariéry (Anděl et al., 2010; Groom et al., 2006; Hilty et al., 2006; Spellerberg, 1998). Ekologický efekt komunikací ovlivňuje převážnou část druhů, avšak bariérový účinek na ně působí odlišně. Někteří se komunikaci snaží překonat (šelmy, kopytníci), a jiní to ani nezkoušejí (brouci, mloci, žáby) (Groom et al., 2006). K migrační bariéře přistupují odlišně i samotní jedinci v rámci jednoho druhu (Bufka, 2003).

Úmrtnost živočichů, která je způsobená dopravním prostředkem, je dalším primárním ekologickým efektem komunikací (Beier et al., 2008). Mortalita roste v závislosti na intenzitě dopravy (Jaeger et al., 2005; Spellerberg, 1998). U běžných druhů tvoří 1–4 % celkové úmrtnosti, avšak u druhů, které se nacházejí v málo početných lokálních populacích, dosahuje daleko vyšších hodnot (Dufek et al., 2004). Celková mortalita všech živočichů během jednoho roku je tak významná, že faktor intenzity dopravy, patří mezi hlavní používané parametry k určení ekologického efektu komunikací (Anděl et al., 2005; Jaeger et al., 2005).

Doprovodným jevem fragmentace liniovými dopravními stavbami je hlukové a světelné znečištění a zhoršení ovzduší v okolí těchto staveb. Organismy zpravidla reagují na toto rušení negativně (Beier et al., 2008; Jaeger et al., 2005; Spellerberg, 1998), a proto se příliš často nepřibližují ke komunikacím (Dufek et al., 2004; Hilty et al., 2006). Podle Jaeger et al. (2005) u většiny z nich vyvolávají hluk, vibrace a vizuální světelné efekty také stres. Na druhou stranu mohou tyto liniové stavby někdy působit i pozitivně na určité druhy. Například netopýři vyhledávají osvětlení kvůli větší potravní nabídce (Dufek et al., 2004).

2.2.4 Genetická degradace

Narůstající izolace a zmenšení plochy vhodných habitatů spolu s okrajovým efektem jsou hlavními procesy, které vedou k řadě genetických změn v populacích (Groom et al., 2006; Lindenmayer & Fischer, 2006; Tkadlec, 2008; Wiens, 1997).

Pokud by existovaly ideální podmínky v prostředí a nepůsobily by zde „brzdné síly“ (hustota, dostupnost potravy, disturbance), tak by každá populace rostla exponenciálně. V reálných situacích je populace limitována nosnou kapacitou prostředí, kde působí efekt hustotně závislé regulace. Ten usměrňuje další přírůstky, tak aby celková početnost populace nepřekročila limity prostředí (Tkadlec, 2008). Podle Anděla et al. (2005) je přirozený tok genů v malých, izolovaných populacích minimální, a proto je zde vysoké riziko příbuzenského křížení – inbreeding (Anděl et al., 2005; Groom et al., 2006). Při zániku lokální subpopulace, která byla adaptována na místní podmínky, dochází ke ztrátě části genetické diverzity, která umožňuje druhu přizpůsobit se měnícím se abiotickým a biotickým podmínkám (Cox & Moore, 2000). V důsledku příbuzenského křížení a ztráty genetické variability je redukována celková zdatnost jedince (tzv. fitness), která může ohrozit existenci dalších generací (Hilty et al., 2006; Tkadlec, 2008).

V neposlední řadě jsou takto oslabené populace náchylné k disturbancím prostředí – predace, konkurence, nemoci, dostupnost potravy a přírodní katastrofy (Anděl et al., 2005; Lindenmayer & Fischer, 2006; Jędrzejewski et al., 1996) a demografickým výkyvům (tzv. environmentální a demografická stochastická). Demografická stochastická může být způsobena náhodnou variabilitou v demografických parametrech – věková struktura, poměr pohlaví, natalita a mortalita (Tkadlec, 2008). Groom et al. (2006) uvádí, že vymření subpopulace může být způsobeno fluktuací pohlaví. V populaci je důležitá i kooperativní interakce mezi jednotlivci, která je při nízké početnosti populace znesnadněna. V důsledku toho může být snížena efektivnost reprodukce, protože se v období rozmnožování nepotkají potenciální partneři (Tkadlec, 2008). Dalším příkladem nedostatečné kooperativní interakce v malých skupinách je antipredační chování. Tkadlec (2008) uvádí příklad lesních kopytníků žijících v malých stádech, kdy se míra jejich úmrtnosti zvyšuje oproti jedincům žijícím ve větších skupinách. Tento jev je způsoben především sníženou celkovou ostražitostí skupiny při menším počtu jedinců.

2.3 Využití ekologických sítí k průchodnosti krajiny

S narůstajícím vlivem fragmentace přibývá i opatření, které se snaží zmírnit tento účinek na společenstva (Bloemmen & Van der Sluis, 2004; Groom et al., 2006; Strnad et al., 2012). Součástí strategie ochrany přírody a krajiny, nejen v České republice, ale také ve většině zemí i těch rozvojových, jsou ekologické sítě (Pešout & Hošek, 2012). Mají rozdílnou strukturu i název, ale v jednom jsou si podobné, vycházejí ze stejných teoretických konceptů – teorie ostrovní biogeografie (Buček, 2012; Hilty et al., 2006; MacArthur & Wilson, 1967) a metapopulační teorie (Bloemmen & Van der Sluis, 2004; Hanski et al., 1996; Tkadlec, 2008).

2.3.1 Teoretická východiska

2.3.1.1 Teorie ostrovní biogeografie

Pomocí teorie ostrovní biogeografie byl poprvé odhalen význam nespojitých plošek (Hilty et al., 2006). Již v 19. století Charles Darwin ve své knize **O původu druhů** zmiňuje první myšlenku biogeografie (Darwin, 1859), a od té doby zájem ekologů o ostrovní společenstva pokračuje (Forman & Godron, 1993). Byla sepsána již celá řada konceptů zabývajících se vlivem struktury krajiny na existenci organismů a nejznámější z těchto konceptů je právě teorie ostrovní biogeografie. Ta se zabývá vztahem diverzity druhů ke třem faktorům prostředí – velikost ostrova, jeho izolovanost a stáří (Forman & Godron, 1993). MacArthur & Wilson (1967) uvádějí dva jednoduché principy, které platí nejen v ostrovních ekosystémech:

- Velké ostrovy díky nabídce rozdílných habitatů umožňují existenci většímu počtu druhů a vyskytují se zde převážně velké populace, které mají nižší pravděpodobnost extinkce (MacArthur & Wilson, 1967). Tato zákonitost je však sporná, protože v praxi nebyla vždy potvrzena (Hilty et al., 2006).
- Druhá teze se zabývá mírou izolovanosti ostrova, kdy ostrovy blíže ke zdroji šíření druhů (například pevnina) podporovaly vysokou biodiverzitu vlivem větší imigrace a rekolonizace. Tyto ostrovy, bez ohledu na jejich velikost, měly také menší riziko extinkce populací, protože zde byla větší pravděpodobnost kolonizace novými druhy (MacArthur & Wilson, 1967).

Teorie však zanedbává řadu procesů. Jedním z nich jsou evoluční změny na ostrovech, které se ve velké míře podílejí na genetickém driftu. Během evoluce se úspěšné potomstvo adaptovalo na environmentální podmínky ostrova a ve srovnání s generacemi rodičů jsou lépe přizpůsobeni životu v tomto prostředí. Extrémní příklady genetického driftu pojednávají o tom, že některé taxony ztratily schopnost se dál šířit (rostliny, ptáci) (Hilty et al., 2006; MacArthur & Wilson, 1967; Tkadlec, 2008). Podle Hilty et al. (2006) je v teorii ostrovní biogeografie opomenut faktor náhlé disturbance (viz 2.2.4), která může vést k extinkci populací. Teorie se nezabývá ani mezidruhovou a vnitrodruhovou kompeticí, i když Forman & Godron (1993) poukazují na to, že „s větším počtem druhů na ostrově stoupá konkurence. V důsledku toho bude rychlost kolonizace ostrova novými druhy nižší a zároveň se zvýší i míra úmrtnosti“.

2.3.1.2 Metapopulační teorie

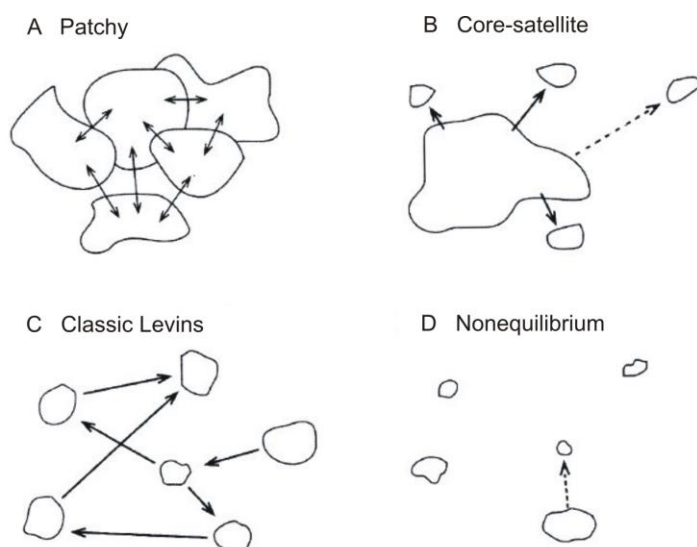
Na teorii ostrovní biogeografie navazuje metapopulační teorie (Hilty et al., 2006; MacArthur & Wilson, 1967). Termín metapopulace definoval americký ekolog Richard Levins v 70. letech 20. století (Levins, 1970). Podle Levinse je metapopulace soubor subpopulací, které se vyskytují v izolovaných ploškách a mezi kterými probíhá migrace jedinců

(Hanski et al., 1996; Tkadlec, 2008; Wiens, 1997). Ve srovnání s teorií ostrovní biogeografie je metapopulační teorie zaměřena na procesy ve větším prostorovém měřítku a v kratším časovém úseku (MacArthur & Wilson, 1967; Tkadlec, 2008). Oba teoretické koncepty jsou pravidelně využívány ekology a konzervačními biology ke koncipování chráněných území a záchranných programů (Bloemmen & Van der Sluis, 2004).

V rámci systému metapopulace se rozlišuje populační dynamika na třech odlišných prostorových úrovních. Na nejnižší hierarchické úrovni se nachází lokální populace, která je složena z jedinců žijících v jedné plošce. Na větší prostorové úrovni se vyskytuje metapopulace, která zahrnuje všechny lokální populace. Areál rozšíření druhu představuje poslední hierarchickou úroveň, kde jsou zastoupeny veškeré lokální populace a metapopulace (Hanski et al., 1996; Wiens, 1997). Na všech výše zmíněných úrovních je migrace stěžejním demografickým procesem (Hanski et al., 1996; Tkadlec, 2008). Dlouhodobá stálost metapopulace je tedy závislá na vysoké míře kolonizace a jisté nesourodosti v dynamice lokálních populací (Hilty et al., 2006; Wiens, 1997). Fahrig & Merriam (1994) a Hanski et al. (1996) dokonce uvádějí, že pokud existuje vyrovnaný poměr mezi mírou úmrtnosti a rekolonizace, přežívají populace i v dlouhodobě ekologicky nepříznivém prostředí. Harrison (1991) rozlišuje čtyři typy metapopulací (viz Obr. 2):

- A) Tzv. „**Patchy**“ metapopulace je nejodolnější vůči extinkci. Jedná se o strukturu velmi dobře propojených plošek, které se nacházejí blízko sebe. Pokud dojde k vymření lokální populace, je tato ploška rychle rekolonizována.
- B) U metapopulace „**Core-Satellite**“ bývají zdrojové a propadové plošky. Existuje zde jedna velká extinkci odolná subpopulace, kde dochází k nadprodukci jedinců, kteří pak migrují do menších, oddělených, k extinkci náchylných subpopulací. Propadové plošky by bez přísunu jedinců ze zdrojových populací zanikly.
- C) Metapopulace „**Classic Levins**“ se často používá v matematických modelech a životaschopnost populace závisí na počtu osídlených plošek a míře jejich konektivity.
- D) U nerovnovážné metapopulace „**Nonequilibrium**“ je lokální vymírání projevem úpadku celé metapopulace. Konektivita plošek neexistuje nebo je minimální a nenachází se zde ani velká zdrojová populace, ze které by jedinci rekolonizovali extinkční plošky. Tato struktura nabývá na významu se zvyšující se fragmentací habitatu.

Obr. 2: Kategorie metapopulace (upraveno dle Harisson, 1991)



2.3.2 Ekologické sítě

V současnosti je evropská krajina více (Německo, Belgie), či méně (Norsko, Rumunsko) fragmentovaná antropogenně podmíněnými procesy (EEA, 2011). Populace, především druhů s velkými prostorovými nároky, jsou z tohoto důvodu závislé na metapopulační dynamice (Buřka, 2003; LCIE, 2014). Většina evropských států si uvědomuje závažnost fragmentace, a proto řada z nich usiluje o zvýšení míry průchodnosti krajiny (Německo, Nizozemsko, Chorvatsko) (EEA, 2011). Ochrana současné a podpora budoucí konektivity krajiny je zajišťována různými nástroji, mezi které patří i tzv. ekologické sítě. Ty mají mimořádný význam pro fungování krajiny nejen z důvodu zvýšení její průchodnosti, ale podílejí se i na toku energie, materiálu a v neposlední řadě genetických informací (Bloemmen & Van der Sluis, 2004; Lipský, 1998).

Ekologická síť je soustava dostatečně velkých, jádrových oblastí s vysokou mírou biodiverzity druhů i biotopů. Tyto ekologicky významné oblasti jsou vzájemně propojeny koridory nebo nášlapnými kameny (*stepping stones*) (Bloemmen & Van der Sluis, 2004; Lipský, 1998; Pešout & Hošek, 2012; Strnad et al., 2012). Jedná se tedy o funkčně propojenou síť ekologicky stabilních prvků krajiny, která zlepšuje stav populací jednotlivých druhů a podílí se na celkové udržitelnosti krajiny (Buček, 2012; Strnad et al., 2010). Zmíněná definice však vede k řadě nedorozumění, protože jsou ekologické sítě v České republice často zaměňovány s Územním systémem ekologické stability – ÚSES (Pešout & Hošek, 2012). Samotný ÚSES nezajišťuje průchodnost krajiny, protože nesplňuje řadu nároků migrujících jedinců, zejména velkých savců (Strnad et al., 2012). Podle Bučka (2012) má ÚSES i přes výše zmíněné nedostatky jednu velkou výhodu oproti stávajícím či nově vznikajícím ekologickým sítím. Je zakotven v české legislativě, konkrétně

v zákonu č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny a z tohoto pohledu může lépe ovlivňovat územně plánovací dokumentaci.

V posledních letech se k vytváření ekologických sítí přistupuje z biologického pohledu, kdy jsou migrační koridory, tahové cesty ptáků atd. vymezovány na základě detailní analýzy prostorových a habitatových nároků jednotlivých druhů. Samotné projektování ekologických sítí je založeno na habitatových modelech a nálezových datech, které vymezí jádrovou a přechodnou oblast výskytu, případně i migrační koridory (Romport et al., 2010; Strnad et al., 2012).

2.3.2.1 Jádrové oblasti a migrační koridory

Jádrové oblasti jsou nejdůležitější částí ekologických sítí, které svým stavem a velikostí zajišťují trvalou existenci druhů v krajině (Buček, 2012). Jejich tvar, původ a dynamika se značně liší, avšak v jednom jsou si podobné, představují eko-stabilizační prvek v kulturní krajině. Jádrou oblast tvoří většinou přírodě blízké ekosystémy, kterými mohou být např. oáza v poušti, mokřad, krasové jezírko, či les (Forman & Godron, 1993). V České republice tvoří kostru ekologické sítě ÚSES, který se skládá z biocenter a biokoridorů. Ekologická síť v České republice je ještě doplněna o zvláště chráněná území všech kategorií, lokality Natura 2000, významné krajinné prvky a některé přírodní parky (Buček, 2012; Pešout & Hošek, 2012). Všechny výše vyjmenované segmenty ochrany přírody a krajiny tvoří v rámci ekologických sítí 55 % území České republiky (Pešout & Hošek, 2012), a přesto nesplňují základní biologický požadavek většiny druhů, kterým je migrace (Anděl, 2010; Hilty et al., 2006; Lindenmayer & Fischer, 2006; Tkadlec, 2008). Pojem migrace je v této kapitole chápán, jako nejširší možné vymezení pohybu jedince od dálkových migrací až po denní přesuny v rámci domovského okrsku.

K zlepšení konektivity populací napomáhá řada opatření, k nejvýznamnějším z nich patří migrační koridory (Bloemmen & Van der Sluis, 2004; Hilty et al., 2006; Plesník, 2012). Jejich význam v posledních letech prudce narůstá (Anděl, 2010; Hilty et al., 2006; Lindenmayer & Fischer, 2006), i když nebylo přesně potvrzeno, do jaké míry zajišťují migraci (Plesník, 2012). Zvláštní kategorií jsou tzv. náslapné kameny. Jsou charakterizovány jako plošky v krajině, které svým charakterem umožňují dočasný výskyt druhů a napomáhají jejich migraci (Bloemmen & Van der Sluis, 2004; Pešout & Hošek, 2012). Podle Kramer-Schadt et al. (2011) rys však nevyužíval náslapné kameny v takové míře, jako migrační koridory.

Koridory nepodporují jen průchodnost krajiny, ale mohou plnit řadu ekologicky pozitivních funkcí. Pro mnoho lidí hrají významnou estetickou roli v krajině, která je vyobrazena v nejednom uměleckém díle (Forman & Godron, 1993). V některých případech jsou koridory považovány za kulturní dědictví a jsou tedy chráněny zákonem (Hilty et al., 2006). V neposlední řadě poskytují řadu ekosystémových služeb – redukce

rychlosti větru, protierozní účinek, stabilní vlhkost atd. (Bloemmen & Van der Sluis, 2004; Lipský, 1998). Podle Hilty et al. (2006) a Dufek et al. (2004) mohou koridory představovat i potenciální nebezpečí, jelikož se podílejí na invazi nepůvodních druhů, nebo šíření nemocí. V některých případech koridory, které tvoří linie okrajů dvou plošek, způsobují okrajový efekt (Forman & Godron, 1993).

Existuje velmi málo dostupných informací o přesných preferencích jednotlivých druhů na kvalitu habitatu během migrace (Groom et al., 2006). Může se tedy stát, že migrační koridor pro jeden druh představuje možnost šíření, avšak pro jiné taxony bariéru v pohybu (Anděl et al., 2005; Lipský, 1998). Z praktického hlediska jsou velcí savci vhodnou modelovou skupinou k hodnocení fragmentace, a proto jsou využívány jejich dálkové migrační trasy k predikci a realizaci koridorů (Pešout & Hošek, 2012; Romportl et al., 2010; Strnad et al., 2012). Všeobecně, nejen u velkých savců, se požadavky na kvalitu habitatu během migrace snižují (Mináriková et al., 2010). Zpravidla by však u migračních koridorů měla být zachována taková minimální šířka, která by zaručila dostatek vnitřního prostředí, kde se nebude projevovat efekt okraje (Anděl et al., 2010a; Mináriková et al., 2010; Forman & Godron, 1993).

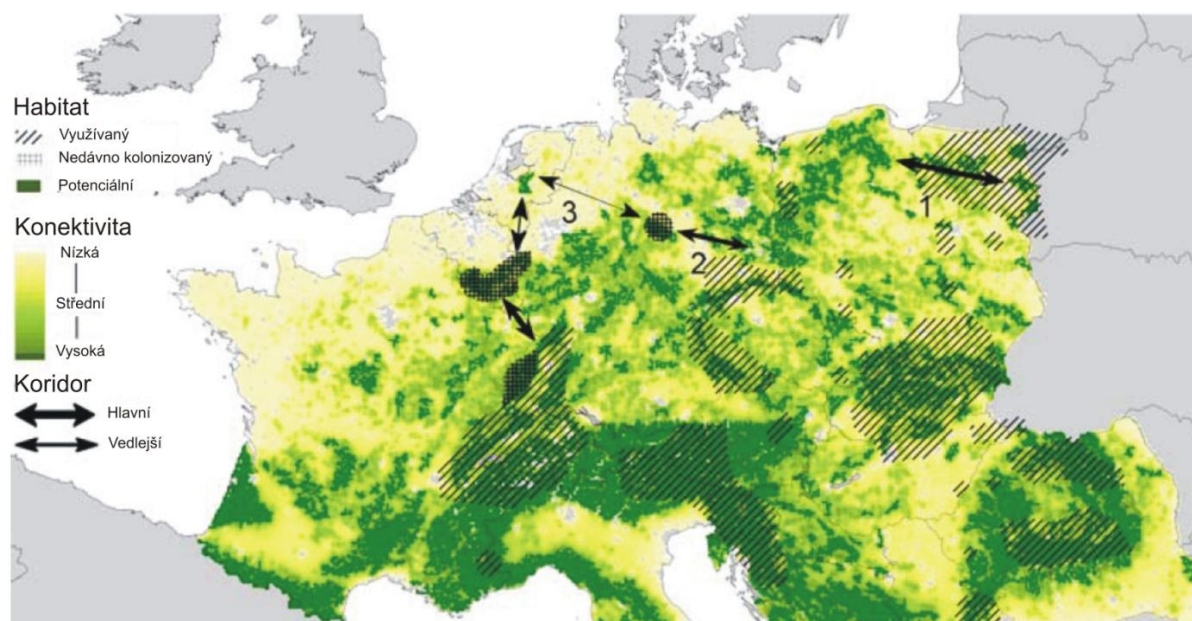
2.3.2.2 Evropské ekologické sítě

Výskyt jednotlivých druhů živočichů a jejich migrační trasy nejsou omezeny státními hranicemi, a proto je důležité přistupovat k ochraně a konektivitě krajiny na nadnárodní úrovni (Pešout & Hošek, 2012; Strnad et al., 2012). Podle Bloemmen & Van der Sluis (2004) je potenciální habitat rysa v Evropě omezen do jednotlivých izolovaných plošek, které nejsou vzájemně propojeny (viz Obr. 3). Podpora a realizace evropské ekologické sítě by zvýšila možnost spontánní rekolonizace těchto oblastí. Bloemmen & Van der Sluis (2004) poukazují i na tři možnosti ekologických koridorů pro rysa ostrovida na evropské úrovni – 1) koridor mezi severovýchodním a severozápadním Polskem, 2) koridor ze západního Polska do pohoří Harz v Německu a 3) koridor mezi jihovýchodní Belgií a francouzsko-švýcarskými pohořími Vogézy a Jura.

Snaha o vytvoření celoevropské ekologické sítě byla již v 90. letech 20. století, kdy v Evropě docházelo k zásadním politickým, hospodářským a sociálním změnám (EEA, 2006; Plesník, 2012). Současná celoevropská ekologická síť (**PEEN**) (Bloemmen & Van der Sluis, 2004), ve střední Evropě nazývaná **EECONET** (Lipský, 1998), vychází z požadavku Rady Evropy a nevládní organizace Evropského střediska ochrany přírody (ECNC), aby v celé Evropě byly vymezeny jádrové oblasti, koridory a jejich ochranná pásma (*buffer zones*) (EEA, 2006; Plesník, 2012; Strnad et al., 2010). V rámci Evropské unie využívá ekologická síť PEEN soustavu Natura 2000, která však v současné době představuje spíše jádrové oblasti ekologické sítě, kde vzájemná provázanost stále chybí. V zemích mimo Evropskou unii je PEEN tvořena skladebními prvky soustavy

Smaragd (EEA, 2006; Plesník, 2012). I přes oficiální podporu většiny evropských politiků je vymezování PEEN pozdrženo řadou problémů. Největším z nich je rozdíl v přírodních podmínkách a odlišných právních i politických přístupech k ochraně přírody v evropských státech (Plesník, 2012). Nejen z těchto důvodů se osvědčil druhý přístup vymezování ekologické sítě, kterým je přístup „zdola nahoru“. Na základě tohoto přístupu si jednotlivé země vymezily celostátní a nižší úrovně ekologických sítí, které byly nebo budou navázány na sousední země (Strnad et al., 2010).

Obr. 3: Konektivita evropské krajiny a potenciální koridory pro rysa ostrovida (upraveno dle Bloemmen & Van der Sluis, 2004)



K dalším významným evropským ekologickým sítím patří **ECONNECT** a **GREENBELT** (Strnad et al., 2010). První ze jmenovaných sítí usiluje o ochranu biodiverzity a konektivity krajiny ve všech šesti zemích Alpského regionu (Plesník & Vitek, 2012; Strnad et al., 2010). Zatímco GREENBELT se snaží vytvořit systém chráněných území podél bývalé „železné opony“. V České republice pokrývá tento systém oblasti od Ašského výběžku až k NP Podyjí (Plesník & Vitek, 2012; Strnad et al., 2010). V rámci projektu **TransEcoNet** bylo řešeno optimální propojení příhraničních ekologických sítí, které by chránilo biologickou rozmanitost a ekosystémové služby (Plesník & Vitek, 2012).

Kapitola 3

BIOLOGIE A ETOLOGIE RYSA OSTROVIDA (*LYNX LYNX*)

Následující kapitola shrnuje ekologii druhu z pohledu habitatových a prostorových nároků v Evropě a České republice a je rozdělena na dvě hlavní části. První z nich pojednává o vlivu environmentálních faktorů daného území na rozšíření šelmy a druhá část je zaměřena na dynamiku celé populace, která je nezbytná k určení behaviorálních nároků rysa (Herfindal et al., 2005; Zimmermann, 2004). Obě části přinášejí stejně důležité informace ke správné predikci potenciálně vhodného habitatu rysa ostrovida.

Rys ostrovid byl součástí evropské přírody ještě v 18. století a jeho areál kontinuálního výskytu zasahoval do všech typů lesa v palearktické oblasti, která zahrnovala jak tajgu, tak stepní či středomořské lesy (Červený et al., 2006; Breitenmoser, 1998; Linnell et al., 2001b). V důsledku ztráty a fragmentace habitatu a cíleného pronásledování došlo na přelomu 18. a 19. století k výraznému úbytku jednotlivých populací (Breitenmoser et al., 2007). Po téměř dvou staletích dramatického poklesu a extinkce populací se ve 20. a 21. století zlepšila početnost rysa ostrovida v některých částech Evropy díky přirozené migraci ze zdrojových populací (Linnell et al., 2009), nebo tzv. reintrodukcí jedinců, která byla prováděna od 60. let 20. století v Chorvatsku a Slovinsku (Linnell et al., 2007), Švýcarsku (Breitenmoser et al., 2000), Francii (Capt, 2007), Německu (Kramer-Schadt, 2005) a v České republice (Bufka, 2003; Červený et al., 2006). Nejen tyto procesy umožnily návrat velké šelmy do člověkem pozměněné krajiny, ale výrazně se změnila i legislativa, která zakazuje nebo omezuje lov a podporuje ochranu ohroženého druhu (LCIE, 2014). Kromě již zmíněných obnovených životaschopných populací existují v Evropě dvě významné jádrové, navzájem izolované populace, které představují autochtonní rozšíření rysa ostrovida. První z nich je baltsko-skandinávská populace, která zahrnuje subpopulace v Norsku, Švédsku, Finsku, Pobaltí, Bělorusku a Rusku (Linnell et al., 2007), a v centrální Evropě se pak nachází druhá jádrová karpatská populace, která se táhne z České republiky, Slovenska, přes Polsko, Ukrajinu až do Rumunska a Bulharska (Linnell et al., 2009).

V České republice jsou v současnosti dvě jádrové oblasti výskytu rysa ostrovida. První z nich se nachází v Moravskoslezských Beskydech, Bílých Karpatech a případně i v Jeseníkách. Nás ale zajímá šumavská populace rysa, která byla obnovena v 70. letech 20. století. K založení šumavské populace napomohly reintrodukce, v rámci kterých bylo vypuštěno 7 jedinců v Bavorském lese a 17 jedinců na Šumavu (Breitenmoser et al., 1993; Bufka, 2003; Červený et al., 2006). Již v 90. letech 20. století se šelma šířila do Českého lesa, Novohradských hor, Blanského lesa, ale i dále do vnitrozemí České republiky. Právě v této době byla pravidelně monitorována přítomnost rysa

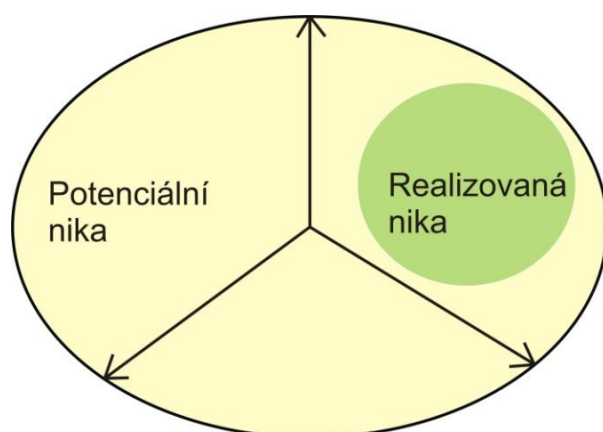
i v Brdské vrchovině (Červený et al., 2004). Na přelomu let 1997–1998 dosáhla v České republice početnost populace šelmy svého maxima, kdy se celkový počet stanovil na 100–150 jedinců (Červený et al., 2004). V současnosti se odhaduje, že na Šumavě, v Českém lese, Novohradských horách, Blanském lese a ve vojenském újezdu Boletice žije 60–75 jedinců (Buřka in verb). Podrobně je vývoj a stav populace rysa ostrovida v Evropě a v České republice shrnut v bakalářské práci autorky (Sladová, 2011).

3.1 Ekologická nika druhu

Koncepce niky biologického druhu pochází z počátku 20. století, avšak formální definice ekologické niky byla ustanovena až v 50. letech 20. století (Tkadlec, 2008). Za více jak 100 let se přístup k vymezení ekologické niky značně změnil, i přesto zůstává v popředí zájmu řešení vztahu daného druhu k prostředí tzv. stanovištní nika a jeho postavení ve společenstvu tzv. funkční nika (Tkadlec, 2008). V moderním pojetí konceptu ekologické niky je kromě určení souhrnu životních podmínek, které umožňují životaschopnost populace v prostoru a čase, zahrnut i vliv antropogenního tlaku na společenstva (Basille et al., 2008; Linnell et al., 2005; Sutherland, 1996).

U každého druhu je rozlišována základní (potenciální) a realizovaná nika (viz Obr. 4). Potenciální nika zahrnuje všechny faktory prostředí a veškeré funkční role ve společenstvu, na které je organismus adaptován. Vlivem konkurence a bariér v šíření je druh limitován v rozšíření a skutečně využívané území tedy představuje realizovanou niku (Basille et al., 2008; Clark Labs, 2011; Forman & Godron, 1993; Tkadlec, 2008).

Obr. 4: Ekologická nika (upraveno dle Basille et al., 2008)



Distribuce velkých šelem je ovlivněna celou řadou faktorů, mezi nejvýznamnější však patří kvalitní biotop (Zimmermann & Breitenmoser, 2007), dostupnost potravních zdrojů (Breitenmoser et al., 2007; Danell et al., 2006) a nižší míra antropogenního tlaku (Andrén et al., 2006; Jędrzejewski et al., 1996). Ve srovnání s medvědem hnědým

(*Ursus arctos*) a vlkem obecným (*Canis lupus*) je rys ostrovid nejcitlivější na změny prostředí (Huck et al., 2010), zejména pokud se jedná o kvalitu habitatu a dostupnost kořisti (Breitenmoser, 1998; Červený et al., 2006).

3.1.1 Stanovištní nika rysa ostrovida

Krajina 20. a 21. století se značně liší od té v 18. století, kdy velké šelmy byly běžnou součástí lesních ekosystémů (Boitani, 1995). Z tohoto důvodu je v mnoha studiích položena otázka, zda je možné, aby velké šelmy dlouhodobě setrvaly v takto člověkem pozměněné krajině. Kromě toho se někteří autoři zabývají i novodobou rolí velkých predátorů v ekosystémech (Woodroffe, 2000; Linnell et al., 2001b; Zimmerman et al., 2004).

Rys ostrovid je typickým lesním druhem středních a vyšších poloh, který vyhledává oblasti s nízkou hustotou osídlení a minimálním antropogenním tlakem (Schmidt et al., 1997; Niedziałkowska et al., 2006). V publikovaných studiích, které se zabývaly habitatovými nároky šelmy, byla průměrná hustota zalidnění ve střední Evropě v horských oblastech 130–140 obyvatel na km² (pohoří Jura) (Breitenmoser et al., 2007) respektive 40 obyvatel na km² (region Šumava) (ČSÚ, 2014). Ve Skandinávii se preferované území nacházelo v nižších nadmořských výškách a hustota obyvatelstva těchto oblastí nepřekročila 7 obyvatel na km² (Basille et al., 2009). Nadmořská výška spolu se sklonitostí terénu jsou tedy významnými činiteli, které mají vliv na výskyt rysa. Nejenže ovlivňují distribuci sněhové pokrývky, ale také omezují lidskou činnost (Basille et al., 2009; Bufka, 2003). Členitější terén s hustým podrostem a skalními útvary navíc poskytuje dostatek úkrytů, které rys vyhledává nejen při lovu, ale také k odpočinku (Belotti et al., 2012; Červený et al., 2006).

Významný faktor, který se podílí na výskytu rysa ostrovida, je míra lesnatosti. Niedziałkowska et al. (2006) uvádí, že v Polsku se lesnatost území, kde byl zaznamenán výskyt rysa, pohybovala okolo 60 %. V České republice se šelma může na krátkou dobu vyskytovat v biotopech s lesnatostí 30–50 %, avšak pro stálé populace je limitující lesnatost 50 % (Červený et al., 2006). Ve Švýcarsku rys vyhledává oblasti s lesnatostí okolo 75 %, aby se vyhnul vyššímu antropogennímu tlaku ve srovnání s výše uvedenými oblastmi (Schadt et al., 2002a). Ve výsledku nezáleželo ani na druhovém složení lesa, ale spíše na jeho konektivitě a dostatečné velikosti (Niedziałkowska et al., 2006; Breitenmoser et al., 2007). Ve většině evropských států se procentuální míra lesnatosti zvětšuje a v některých oblastech dochází i ke zlepšení stavu lesa v porovnání s minulým stoletím. Zásadním problémem ale zůstává fragmentace území (Kramer-Schadt et al., 2011; Niedziałkowska et al., 2006; Zimmermann & Breitenmoser, 2007). Například v Polsku se zvyšuje míra lesnatosti, a proto je zde potenciál pro rozšíření výskytu rysa ostrovida. Tento potenciál je však omezen probíhající i dále plánovanou výstavbou dálnic,

kteřá současnou míru fragmentace území navýší několikanásobně, pokud nebudou zahrnuta opatření na podporu konektivity lesních celků (Niedziałkowska et al., 2006).

Chráněná území v Evropě sama o sobě nemohou zaručit dlouhodobou existenci životaschopných populací velkých šelem, protože nesplňují některé z prostorových a etologických nároků druhů. Zásadním nedostatkem chráněných území, je skutečnost, že jejich průměrná velikost je menší než průměrná velikost domovského okrsku šelmy (Breitenmoser et al., 2007; Buřka, 2003). Významný je i fakt, že převážná část chráněných území nevykazuje požadovanou míru lesnatosti, kdy například ve Skandinávii se většina národních parků nachází nad hranicí lesa, kde převažuje alpská tundra (Basille et al., 2009; Linnell et al., 2001a). Jędrzejewski et al. (1996) zdůraznili, že Bělověžský národní park v Polsku a Bělorusku svou rozlohou neumožňuje trvalou ochranu populace rysa ostrovida. Oblast představuje spíše útočiště pro šelmy a jejich kořist, kde je potlačen antropogenní tlak, ale nikdy zde nebude chráněná životaschopná populace. Výše zmíněné faktory limitují roli chráněných území v ochraně velkých šelem (Breitenmoser et al., 2007), a proto jsou populace rysa ostrovida závislé na lesních biotopech, které se nacházejí v multifunkční krajině, kde bude nezbytné zachovat konektivitu lesních celků (Linnell et al., 2001a; Wölfl & Kaczensky, 2001; Jędrzejewski et al., 1996).

Předešlé výsledky studií upozornily na to, že v rámci Evropy existuje jistý latitudinální i altitudinální gradient preference kvality habitatu. Kromě toho Linnell et al. (2001b) porovnali vztah hustoty zalidnění a výskytu velkých šelem. Závěrem studie bylo, že pokud je v oblasti, kde se vyskytují velké šelmy, vhodně nastaven management jejich ochrany, tak se preference na kvalitu habitatu snižují. Ve výsledku to může také znamenat, že šelmy by se mohly přizpůsobit i vyšší hustotě zalidnění. Je tedy nezbytné, aby stanovištní nika rysa ostrovida byla řešena v každém regionu zvlášť a s ohledem na probíhající programy péče o zvláště chráněné druhy.

3.1.2 Funkční nika rysa ostrovida

Mezi organismy v lesním ekosystému existují komplikované ekologické vazby, které se podílejí na distribuci daného jedince a ovlivňují početnost druhu. Kromě dostupnosti potravy je úspěšnost jedince závislá i na provázaných vnitrodruhových a mezidruhových interakcích ve společenstvu (Tkadlec, 2008).

V rámci trofické struktury se rys ostrovid nachází na vrcholu potravní pyramidy, a proto je konkurence s ostatními druhy, které by měly stejné požadavky na kořist, v evropských podmínkách minimální (Mináriková et al., 2010; Tkadlec, 2008). Jako vrcholový predátor se řadí k tzv. klíčovým druhům ve společenstvu (Tkadlec, 2008), kteří udržují rovnováhu v ekosystému (Jędrzejewska & Jędrzejewski, 2005; Mináriková et al., 2010). Někteří autoři považují člověka také za predátora a v tomto případě dochází

mezi ním a šelmou k celé řadě konfliktů (Andrén et al., 2006; Basille et al., 2008) (viz 3.1.3). Na evropské úrovni je tedy mezidruhová konkurence zanedbatelná, zatímco vnitrodruhová konkurence hraje významnou roli. Teritoriální šelma si obhazuje určité území proti „konkurentům“, a proto s nimi soutěží o limitované zdroje území. Tato konkurence se podílí na redukci početnosti populace rysa, protože velikost teritoria neklesne pod únosnou mez a počet úspěšných jedinců je konstantní (Anděl et al., 2010; Tkadlec, 2008).

Vztahy ve společenstvu představují nepodstatný faktor, který má vliv na rozšíření rysa ostrovida, ve srovnání s distribucí a hojností jeho potravy (Breitenmoser et al., 2007; Danell et al., 2006; Linnell et al., 2005). Rys je potravně specializován (Červený et al., 2006) a podle převládající hlavní kořisti můžeme jeho areál výskytu v Evropě rozdělit na dvě části (Červený et al., 2006; Schmidt, 2008). V severních oblastech Skandinávie a Ruska je hlavní složkou potravy zajíc bělák (*Lepus timidus*) nebo sob polární (*Rangifer tarandu*) (Danell et al., 2006). V ostatních částech kontinentální Evropy hlavní kořist tvoří lesní kopytníci jako je srnec obecný (*Capreolus capreolus*), v menší míře jelen lesní (*Cervus elaphus*), prase divoké (*Sus strofa*) či muflon (*Ovis musimon*) (Červený et al., 2006; Jędrzejewski et al., 1996). Breitenmoser et al. (2007) udávají, že v pohoří Jura srnec obecný tvořil 69 % z celkové složky potravy a podle potravní analýzy bylo také zjištěno, že v menší míře byl kořistí kamzík horský (*Rupicapra rupicapra*), liška obecná (*Vulpes vulpes*) nebo zajíc polní (*Lepus europaeus*).

Mezi šelmou a její kořistí existuje tzv. negativní zpětná vazba (Forman & Godron, 1993), kdy při vyčerpání nabídky hlavní kořisti dojde k výraznému snížení hustoty nebo redistribuci populace rysa (Schmidt, 2008). Jędrzejewski et al. (1996) se v letech 1869–1994 zabývali vztahem nabídky kořisti a dynamiky populace rysa ostrovida v Bělověžském pralese. Studie také prokázala, že socio-ekonomické události značně ovlivňují hustotu kopytníků v Polsku a Bělorusku. V návaznosti na dvě světové války se drasticky snížil počet kopytníků, kteří byli ilegálně loveni kvůli nedostatku potravin. Snížení početnosti kopytníků způsobilo pokles hustoty populace rysa ostrovida. Další ukázkou negativní zpětné vazby je vztah četnosti zajíce běláka a rysa ostrovida na Sibiři. Byl zde zjištěn cyklus v poklesu a nárůstu populací obou druhů, který se periodicky opakuje jednou za dekádu (Jędrzejewski et al., 1996).

Na druhou stranu je znám příklad, kdy hlavní kořist (sob polární) může být sezónně nahrazen alternativní kořistí. Z předešlých studií je zřejmé, že velikost domovského okrsku pozitivně koreluje s množstvím hlavní kořisti. Byla tak vyslovena hypotéza, zda rys ostrovid v severním Švédsku migruje spolu se svou hlavní kořistí. Sob polární se stěhoval mezi letními stanovišti v horách a zimními stanovišti v nižších nadmořských výškách. Souvislost mezi migracemi nebyla prokázána, i když u rysa byl zaznamenán jistý posun

domovského okrsku mezi letním a zimním stanovištěm (samec přibližně rozdíl 6,6 km, samice posun o 7,3 km) (Danell et al., 2006). Tento posun byl však zanedbatelný ve srovnání se sobem polárním, u něhož rozdíl mezi zimním a letním stanovištěm činil 100–150 km. Dále nebyla tato souvislost potvrzena díky 40 % překryvu domovských okrsků rysa ve dvou po sobě jdoucích sezónách. Při nedostatku hlavní kořisti byla šelma odkázána na alternativní způsob potravy, kterou představovali menší savci a ptáci. Ve výsledku nižší hustota hlavní kořisti významně neovlivnila stav současné populace (Danell et al., 2006; Schmidt, 2008). Početnost populace však může klesat v následujících generacích, kdy se nedostatek potravy projeví na menší úspěšnosti reprodukce (Schmidt, 2008).

Předešlý příklad jasně naznačil, že existují rozdíly mezi habitatovými nároky rysa ostrovida a jeho kořistí. Zatímco rys vyhledává lesnaté celky s hustým podrostem a množstvím úkrytů, lesní kopytníci se vyskytují převážně v mozaikovitě krajině lesů, luk, pastvin a zemědělské půdy, často i s množstvím urbanizovaných ploch. V Norsku se srnec obecný nacházel v oblastech s vyšší hustotou silnic (1 km/km^2) a zalidnění (136 obyv./km^2), zatímco rys upřednostňoval území, kde hustota silnic byla okolo $0,4\text{--}0,6 \text{ km/km}^2$ a hustota zalidnění $2,3\text{--}6,5 \text{ obyv./km}^2$. Rys tedy preferoval biotopy, které nebyly plně přírodní, ale měly dostatečnou nabídku kořisti (Basille et al., 2009). Ve střední Evropě byl zjištěn jistý posun v preferovaném biotopu srnce obecného, protože se vyskytoval převážně v oblastech s nižší hustotou zalidnění, ale podobně jako ve Skandinávii využívá i fragmentovanou krajinu (Bunnefeld et al., 2006; Niedziałkowska et al., 2006). Zmíněné odlišné požadavky na kvalitu prostředí umožňují kopytníkům z části uniknout predáčnímu tlaku velkých šelem (Breitenmoser et al., 2007; Basille et al., 2009; Bunnefeld et al., 2006).

3.1.3 Antropogenní tlak

Převážná část studií se přiklání k tomu, že lidský faktor hraje nejdůležitější roli v rozšíření rysa ostrovida v prostoru i čase, a tedy rozhoduje o uchování druhu v krajině (Andrén et al., 2006; Basille et al., 2009; Bunnefeld et al., 2006; Linnell et al., 2005; Woodroffe, 2000).

Činnost člověka může distribuci šelmy ovlivňovat přímo, nebo nepřímo (Belotti et al., 2012; Breitenmoser et al., 2007). Mezi tzv. nepřímé hrozby je řazena ztráta a degradace přírodních biotopů, které jsou považovány za hlavní příčinu extinkce druhů a úbytku ekosystémů. Aktuální trendy využívání krajiny se kromě zmenšení přírodních stanovišť podílejí i na fragmentaci území (Groom et al., 2006; Fahrig & Merriam, 1994) (viz 2.1). V Polsku byly jako hlavní limitující faktory pro rozšíření rysa ostrovida shledány především hustota dopravní sítě a zástavba. V letech 1990–2000 se provoz na polských silnicích zdvojnásobil a během této doby byla vystavěna i nová dopravní infrastruktura, která přispěla k poklesu konektivity krajiny (Niedziałkowska et al., 2006).

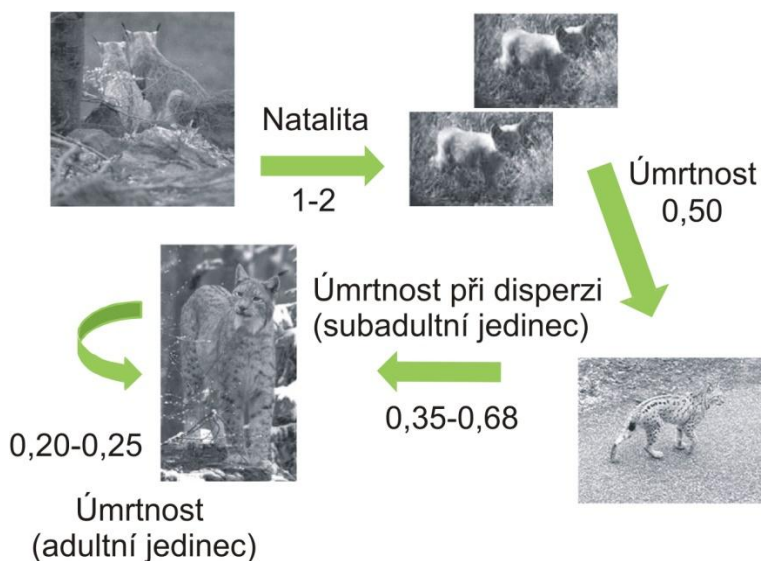
Populace se proto nacházejí ve fragmentované krajině v izolovaných ploškách, mezi kterými je znesnadněna migrace, a proto dochází ke ztrátě genetické diverzity zejména na druhové a populační úrovni (Cox & Moore, 2000; Kramer-Schadt et al., 2011; Linnell et al., 2007).

Ilegální a legální lov, kolize s dopravními prostředky (Andrén et al., 2006; Jędrzejewski et al., 1996), ale také ochrana či reintrodukce (Belotti et al., 2012; Bufka, 2003) jsou lidské aktivity, které přímo ovlivňují dynamiku populace. Nejvíce se však na úmrtnosti této šelmy podílelo pytláctví (Andrén et al., 2006; Basille et al., 2009; Jędrzejewski et al., 1996). Mezi hlavní příčiny ilegálního lovu patřily sportovní lov, trofeje a odplata za predaci nejen hospodářských zvířat (Andrén et al., 2006; Bufka, 2003; Linnell et al., 2001b). Jak už bylo řečeno, ve většině evropských zemí jsou hlavní kořisti rysa lesní kopytníci (viz 3.1.2), avšak potravou se může stát i hospodářské zvíře. Ta jsou pro šelmu snadným cílem, protože ve většině případů mají minimální antipredační chování ve srovnání s kopytníky (Basille et al., 2009; Linnell et al., 2007). Ve Skandinávii byly loveny ovce a polodomestikovaní sobi (Andrén et al., 2006), zatímco ve Francii a Švýcarsku v pohoří Jura mezi hospodářskými zvířaty, které rys ulovil, převládaly ovce (Breitenmoser et al., 2007). Z toho důvodu existuje ve většině zemí zákon, který umožňuje postiženým zemědělcům, požádat o náhradu vzniklé škody (Uhlíková et al., 2008). I přes garantované finanční kompenzace se nepodařilo pytláctví snížit na únosnou mez (Andrén et al., 2006; Bufka, 2003; Jędrzejewski et al., 1996). V některých zemích je uzákoněn legální odstřel velkých šelem (Breitenmoser et al., 2007), bohužel ani tento postup nezaručil snížení úmrtnosti způsobené pytláctvím, která jen ve Skandinávii dosahuje 46 % (Andrén et al., 2006). Stejně závěry potvrzuje i studie Basille et al. (2009). V polsko-běloruském Bělověžském pralese zapříčinil ilegální lov 71 % úmrtí šelmy a pouze 5 % úmrtí bylo způsobeno přirozenou smrtí. V období největšího pronásledování byl upytlačen jeden rys na 100 km² a hlavním důvodem ilegálního lovu byla odplata za predaci lesních kopytníků (Jędrzejewski et al., 1996). I v České republice bylo hlavní příčinou poklesu početnosti populace rysa ostrovida pytláctví, kdy z 15. telemetricky pozorovaných jedinců jich bylo sedm zastřeleno (Bufka, 2003).

Míra úmrtnosti je ovlivněna i věkovou strukturou, protože mladí jedinci mají zpravidla vyšší úmrtnost než adultní rysové. Největší úmrtnost však byla pozorována u koťat, kdy v průměru přežije polovina vrhu (Marboutin et al., 2006) (viz Obr. 5). U subadultních jedinců byla rovněž zaznamenána vysoká úmrtnost (Breitenmoser et al., 1993). V tomto případě kvůli disperzi mladých rysů ve fragmentované krajině s nižší lesnatostí (30 %), za účelem získání vlastního teritoria. Během disperze v méně vhodném prostředí však dochází k vyšší pravděpodobnosti konfliktu s člověkem (Bufka, 2003; Marboutin et al., 2006). Podobné hodnoty pocházejí i z Bělověžského pralesa, kde mortalita koťat

dosahuje 48 % a roční průměrná hodnota úmrtnosti subadultních a adultních jedinců se pohybovala okolo 37 % (Jędrzejewski et al., 1996).

Obr. 5: Schéma populační dynamiky (upraveno dle Marboutin et al., 2006)



Řada studií přináší poznatky o tom, že rys je schopen rozpoznat míru antropogenního tlaku a tomu přizpůsobit své behaviorální rozhodování. Z tohoto důvodu může šelma využívat lesní či turistické trasy k úspoře energie, aniž by došlo ke konfliktnímu setkání s člověkem (Basille et al., 2009; Bufka, 2003; Bunnefeld et al., 2006; Capt, 2007). Nezpevněné komunikace využívají i lesní kopytníci (Basille et al., 2009). Belotti et al. (2012) na základě toho zjistili, že většina kořisti byla ukryta v blízkosti lesních a turistických tras. Šelma se od své kořisti vzdaluje minimálně, a proto během dne vyhledává vhodné úkryty (Belotti et al., 2012). Lidská činnost odlišně působila na samice s koťaty, které si udržovaly větší odstup od sídel a dopravní infrastruktury, než tomu bylo u samců či samic bez koťat (Bunnefeld et al., 2006). Ve Švýcarsku však byla zaznamenána samice s koťaty, která měla doupe v oblasti, kde se těžilo dříví (Breitenmoser et al., 2007). Ve zmíněných případech, i když byl pozorován odlišný přístup k antropogennímu tlaku, se vždy jednalo o oblasti s minimálním počtem sídel a nízkou hustotou dopravní sítě (Belotti et al., 2012; Zimmermann & Breitenmoser, 2007; Schadt et al., 2002a). Bunnefeld et al. (2006) analyzovali, jak aktivita rysa (odpočinek, lov) ovlivňuje výběr místa, kde se šelma během dne nachází. Průměrně byl její výskyt zaznamenán ve větší vzdálenosti od trvalých sídel než od zemědělských ploch a silnic, kde bylo jediné ohrožení v podobě střetu s dopravním prostředkem. Zatímco do sídel je směřována veškerá lidská aktivita a z tohoto důvodu je zde riziko možných hrozeb daleko vyšší.

I když se početnost rysa ostrovida nejen v České republice, ale také v Evropě zvýšila (Linnell et al., 2007), musí šelma v posledních letech čelit novým hrozbám. Zpřístupnění pohraničních oblastí po pádu železné opony, ale také moderní infrastruktura přispěly

k dramatickému nárůstu počtu turistů v chráněných a dosud málo zalidněných oblastech, které nabízejí rozsáhlé možnosti rekreačního využití (Belotti et al., 2012; Breitenmoser et al., 2007).

3.2 Prostorová struktura populace

Charakteristika ekologické niky má zásadní vliv na rozšíření rysa ostrovida, ale také dynamika populace v čase a prostoru je nepostradatelná pro správné pochopení behaviorálního rozhodování jedince (Bufka, 2003; Börger et al., 2006; Jędrzejewski et al., 1996; Linnell et al., 2001a). Dynamika populace je charakterizována průměrnými mírami plodnosti a úmrtnosti, které určují populační hustotu (Tkadlec, 2008), ale kromě těchto proměnných je většina definic populace vztažena k prostoru (Forman & Godron, 1993; Groom et al., 1997; Tkadlec, 2008). Huffaker et al. (1984) definují populaci jako „*skupinu jedinců stejného druhu žijícího spolu na území dostatečné velikosti, které uspokojuje požadavky na reprodukci, přežívání a migraci*“. Problém nastává při vymezení pojmu „území dostatečné velikosti“. K tomu, aby bylo možné určit toto území, je zapotřebí znalosti několika faktorů. Mezi nejdůležitější patří velikost domovského okrsku jedince (Börger et al., 2006; Fernández et al., 2003) a údaje o jeho migraci (Jędrzejewski et al., 1996; Kramer-Schadt et al., 2005).

3.2.1 Domovský okrsek

I když se teoretická ekologie zabývá od poloviny 20. století charakteristikou hlavních faktorů, které mají vliv na velikost domovského okrsku (Börger et al., 2006; Woodroffe & Ginsberg, 2000), tak se výsledky těchto studií využily v praxi teprve nedávno (Woodroffe & Ginsberg, 2000). Od té doby je příprava novodobých managementových plánů, nejen k ochraně velkých šelem, založena na podkladech, které zahrnují informace o velikosti domovského okrsku daného druhu a případně jejich procentuální vzájemný překryv (Bufka, 2003; Zimmermann, 2004).

Každý dospělý jedinec rysa má vlastní teritorium tzv. domovský okrsek (Červený et al., 2006; Breitenmoser et al., 2000), který někteří autoři rozlišují na celkový (roční) domovský okrsek a sezónní domovský okrsek (Jędrzejewski et al., 2002; Kramer-Schadt et al., 2005; Linnell et al., 2001a). Rozloha domovského okrsku může být značně variabilní a velikosti teritoria mohou dosahovat desítky až tisíce km² (Linnell et al., 2001a; Zimmermann, 2004). Tato změna velikosti a prostorové struktury záleží nejen na typu stanoviště a dostupnosti kořisti, ale také na roční době a demografických ukazatelích jedince (Breitenmoser et al., 2000; Červený et al., 2006; Linnell et al., 2005). Existuje celá řada proměnných, která znemožňuje přenést výsledky z jednoho studovaného území do jiného (Breitenmoser et al., 2000; Herfindal et al., 2005; Linnell et al., 2001a).

Rys ostrovid je teritoriální druh, který si brání svůj domovský okrsek vůči dospělému jedinci stejného druhu a pohlaví, a proto je vzájemný překryv domovských okrsků minimální (Červený et al., 2006; Tkadlec, 2008). Samice jsou více teritoriální, než samci. To dokazuje teritoriální překryv 4 % u samic, respektive 31 % u samců (Bufka, 2003). Samec může mít na svém území 2–3 samice, a proto je překryv domovských okrsků samic s domovským okrskem samce velký, avšak šelma se sdružuje jen v době páření (Breitenmoser et al., 1993). Větší skupinu jednotlivců tvoří samice s koťaty v prvním roce života a během druhého roku se mladí rysové osamostatňují a hledají si vlastní domovský okrsek (Červený et al., 2006; Bufka, 2003; Breitenmoser et al., 1993). Ve švýcarské Juře Breitenmoser-Würsten et al. (2007) zaznamenali zcela odlišné průměrné hodnoty překryvu domovských okrsků samců 7,3 % a samic 0,2 %.

Samci mají zpravidla větší domovské okrsky než samice (Červený et al., 2006; Kramer-Schadt et al., 2005) (viz Tab. 1), což potvrzují i výzkumy na základě telemetrického pozorování, kdy byla vypočítána průměrná velikost domovského okrsku v Evropě, která se u samců pohybovala v rozmezí 180–2 780 km² a u samic 98–759 km² (Breitenmoser et al., 2000). Průměrná velikost celoročního domovského okrsku v Bělověžském pralese je 147 km² (samci – 194 km², samice – 100 km²), zatímco v období říjen–květen průměrná velikost sezónního domovského okrsku byla 82 km². V tomto období měli největší domovské okrsky adultní samci (90–148 km²), dále pak adultní samice (82–108 km²) a nejmenší velikosti byly zaznamenány u subadultních jedinců (39–55 km²) (Jędrzejewski et al., 1996). O něco větší hodnoty byly naměřeny ve švýcarské Juře, kdy Breitenmoser-Würsten et al. (2007) udávají, že dlouhodobý domovský okrsek samce je v průměru 283 km² a samice 185 km². Významně větší rozlohu měly celkové domovské okrsky v České republice, protože samci měli průměrné teritorium 364 km² a samice 309 km² (Bufka, 2003). Ve srovnání s předešlými výzkumy byly průměrné velikosti domovských okrsků v polských Karpatech nižší (samec – 164 km², samice – 157 km²) (Okarma et al., 2007).

Jędrzejewski et al. (2002) studovali, s jakou intenzitou využívá rys svůj domovský okrsek, a na základě pozorování zjistili, že během dne šelma využije jen 1,7–2,6 % z celkové rozlohy ročního domovského okrsku. V porovnání s tím v období páření (leden–březen) se samci pohybovali na větší rozloze svých domovských okrsků. V Bělověžském pralese trvalo adultnímu samci 31 dnů, než prošel 45 % z rozlohy svého ročního domovského okrsku a samice s koťaty využila 43 % z celkové rozlohy ročního domovského okrsku během 20 dnů. Ukazuje se tedy, že obchůzka celého teritoria je pro rysa ve srovnání s jinými kočkovitými šelmami zdoluhavý proces (Bailey, 1993).

Nejmenší velikosti sezónních domovských okrsků („pouhých“ 10,7 km²) byly zaznamenány u samic v neonatálním období (Bufka, 2003; Červený et al., 2006).

Okarma et al. (2007) potvrdili tento závěr, když zjistili, že samice v raném stádiu vývoje koťat využívá jen nepatrnou část rozlohy svého dlouhodobého domovského okrsku. Nejrozsáhlejší domovský okrsek (68 km²) během neonatálního období samice byl zjištěn ve Švédsku (Danell et al., 2006). Z těchto změn velikosti domovských okrsků lze odhadnout, zda má samice koťata či nikoliv (Okarma et al., 2007).

Poměrně vysokých hodnot dosahovaly rozlohy domovských okrsků ve Skandinávii, kde byl zaznamenán průměrný domovský okrsek u samce 600–1 400 km² a u samice 300–800 km² (Breitenmoser et al., 2000; Linnell et al., 2001a). V severním Švédsku byla velikost průměrného sezónního domovského okrsku u samce 274 km² a u samice 209 km² (Danell et al., 2006). Jiné údaje přinesli Linnell et al. (2001a), kteří zaznamenali ve stejné oblasti velikost celkového domovského okrsku u samce okolo 709 km² a u samice 407 km². V severním Norsku jsou celkové domovské okrsky větší než ve Švédsku, a to u samce 1 515 km² a u samice 561 km² (Linnell et al., 2001a). Podle Herfindal et al. (2005) je v jižním Norsku velikost domovského okrsku u jednoho samce 1 456 km², zatímco druhý samec má domovský okrsek o rozloze 812 km². To samé je naměřeno i u dvou samic, kdy první z nich má domovský okrsek o rozloze 832 km², zatímco druhá samice má domovský okrsek pouhých 350 km².

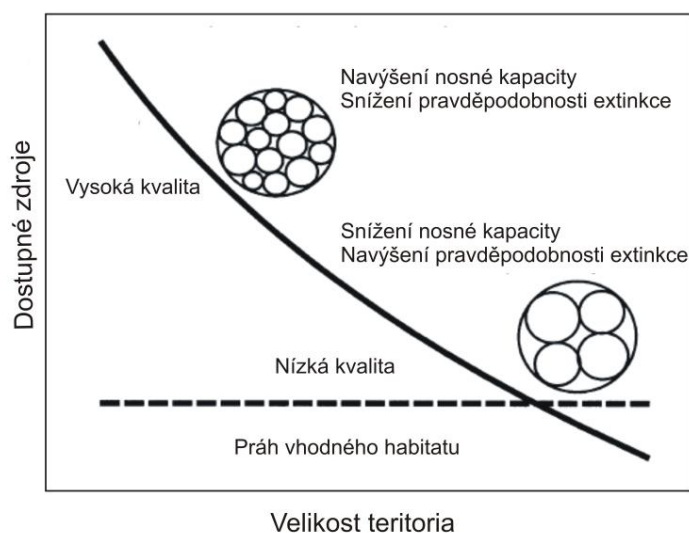
Tab. 1: Velikost domovského okrsku rysa ostrovida v Evropě

Oblast	Velikost domovského okrsku (km ²)		Literatura
	Samec	Samice	
Bělověžský prales (Polsko, Bělorusko)	94	100	Jędrzejewski et al., 1996
Jura (Švýcarsko)	2 614	64	Breitenmoser et al., 1993
Jura (Švýcarsko)	283	185	Breitenmoser-Würsten et al., 2007
Šumava (Česká republika)	364	309	Bufka, 2003
Karpaty (Polsko)	164	157	Okarma et al., 2007
Laponsko (Švédsko)	274	209	Danell et al., 2006
Sarek (Švédsko)	709	407	Linnell et al., 2001a
Bergslagen (Švédsko)	632	307	Linnell et al., 2001a
Nord-Trondelag (Norsko)	1 515	561	Linnell et al., 2001a
Hedmark (Norsko)	1 456	832	Herfindal et al., 2005
Akershus (Norsko)	812	350	Herfindal et al., 2005

Velikost domovského okrsku úzce koreluje s dostupností a kvalitou zdrojů, které nabízí dané území. Nárůst populační hustoty kořisti úzce koreloval se snížením velikosti domovského okrsku šelmy, kdy samci reagovali na tyto změny rychleji než samice (Herfindal et al., 2005). Známe-li průměrnou velikost teritoria a nosnou kapacitu území, lze z těchto údajů odvodit přibližnou hustotu populace (viz Obr. 6). Pokud daná oblast

poskytuje dostatek vhodných zdrojů, může se navýšit její nosná kapacita, která přispěje k zachování stabilní populace s dostatečným počtem jedinců, kde je minimální riziko extinkce (Fernández et al., 2003). Území s omezeným množstvím zdrojů se stává pro danou populaci nevhodným, pokud dojde k vyčerpání zdrojů, sníží se nosná kapacita tohoto území a dojde k poklesu populačního růstu (Tkadlec, 2008). Ve výsledku to může vést až k extinkci celé populace (Fernández et al., 2003; Tkadlec, 2008).

Obr. 6: Vztah mezi strukturou krajiny a potenciální velikostí domovského okrsku (upraveno dle Fernández et al., 2003)



Z předešlých závěrů je patrné, že se rozlohy domovských okrsků značně liší, nejen v rámci Evropy, ale i v rámci jednoho státu. Vyjma toho, že se jedná o odlišná území s rozdílnou nabídkou dostupných zdrojů, existuje celá řada možností, jak mohou být naměřená data zpracována a vyhodnocena. A právě tyto postupy mohou zkreslit celkové výsledky. Velikost domovského okrsku se tedy může lišit podle použité metody zpracování, velikosti a režimu sběru dat a v neposlední řadě záleží i na délce pozorování (Börger et al., 2006; Zimmermann, 2004). Nejlépe se osvědčily tři metody tzv. Minimum Convex Polygon (MCP), Kernel Home Range (KHR) a Local Convex Hull (LoCoH) (Börger et al., 2006; Getz & Wilmer, 2004; Seaman & Powell, 1996). Podrobně je každá metoda i odpovídající nástroj výpočtu popsán v bakalářské práci autorky (Sladová, 2011).

Populační hustota rýsa je limitována velikostí domovského okrsku, ekologickou nikou a antropogenním tlakem. Početnost rysů v Bělověžském pralese je 1,9–3,2 jed./100 km² a 2,8–5,2 jed./100 km² pokud jsou zahrnuta i koťata (Jędrzejewski et al., 1996) (viz Tab. 2). V 90. letech 20. století odpovídala populační hustota rýsa (2,6 jed./100 km²) na Šumavě hodnotám v Bělověžském pralese, a však v letech 2000–2001 byla naměřena nižší početnost populace 1,1 jed./100 km² (1,75 jed./100 km² pokud jsou zahrnuta i koťata)

(Bufka, 2003). Ve švýcarské Juře se populační hustota pohybovala v rozmezí 0,8–1,1 jed./100 km² (Zimmermann & Breitenmoser, 2007) a ve francouzských Alpách byla naměřena populační hustota 1,5 jed./100 km² (Marboutin et al., 2006). Ve Skandinávii byla populační hustota rýsa ostrovida nižší v porovnání s kontinentální Evropou. Nejnižší populační hustota byla zjištěna v severním Švédsku 0,002–0,007 jed./100 km², zatímco v jižním Švédsku díky dostatku hlavní kořisti byla hustota rysí populace vyšší 0,01–0,22 jed./100 km². Podobné závěry pocházejí i z jižního Norska, kdy hodnoty dosahovaly 0,25 jed./100 km² (Breitenmoser et al., 2000; Danell et al., 2006; Lieberg & Andrén, 2005).

Tab. 2: Populační hustota rýsa ostrovida v Evropě

Oblast	Populační hustota (jedinec/100 km ²)	Literatura
Bělověžský prales (Polsko, Bělorusko)	1,9–3,2	Jędrzejewski et al., 1996
Šumava (Česká republika)	1,1	Bufka, 2003
Jura (Švýcarsko)	0,8–1,1	Zimmermann & Breitenmoser, 2007
Alpy (Francie)	1,5	Marboutin et al., 2006
Laponsko (Švédsko)	0,002–0,007	Danell et al., 2006
jižní Švédsko	0,01–0,22	Lieberg & Andrén, 2005
jižní Norsko	0,25	Breitenmoser et al., 2000

3.2.2 Migrace a denní pohyb

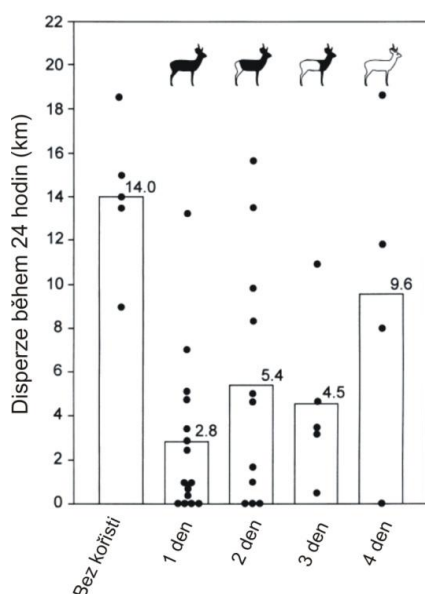
Prostorová distribuce (denní pohyb, rychlost a způsob pohybu) šelmy se odvíjí od potřeby lovit, rozmnožovat se a vychovávat kořata a je ovlivněna několika faktory (Bufka, 2003; Jędrzejewski et al., 2002; Schmidt et al., 1997). Forman & Godron (1993) rozlišují tři typy pohybu živočichů v krajině:

- První z nich je pohyb v rámci domovského okrsku, u kterého lze denní prostorovou aktivitu hodnotit dvěma způsoby. První způsob hodnocení je založen na pohybu, který je vykonán během 24 hodin (*daily movement distance (DMD)*), zatímco druhý způsob měří vzdálenost, kterou rys urazí mezi dvěma úkryty (*straight-line distance (SLD)*) (Jędrzejewski et al., 2002).
- Tzv. rozptyl neboli disperze živočichů, je řazen k druhému stylu pohybu, kdy se mladí jedinci šíří z domovského okrsku svých rodičů, aby si našli své vlastní teritorium. Jedná se o pohyb jednosměrný, nepravidelný a často bývá reprodukčně motivován (Tkadlec, 2008).
- Třetí způsob pohybu je migrace (Forman & Godron, 1993), která představuje periodický a hromadný pohyb jedinců na velkou vzdálenost. Většinou jde o druhy, které migrují mezi letním a zimním stanovištěm (Tkadlec, 2008).

Pohyb šelmy vykazuje jisté cykly během roku. V období páření (leden–březen) byl DMD samce o 56 % delší a rys se pohyboval rychleji v průměru 1,9 km/h ve srovnání s průměrnou rychlostí 1,5 km/h, která byla naměřena mimo toto období. V období leden–březen samci tedy využili větší rozlohu svého domovského okrsku. Samice se v období, kdy se staraly o koťata (květen–srpen), přesouvaly daleko častěji a na větší vzdálenosti v průměru DMD o 43 % delší než v jiných obdobích (Jędrzejewski et al., 2002). V Bělověžském pralese šelma změnila polohu o 7,2 km během 24 hodin, respektive samec o 9 km a samice jen o 6,8 km. Byl zaznamenán i přesun 31 km, který uskutečnil dospělý samec během 13,5 hodiny (Jędrzejewski et al., 2002). Podobné hodnoty byly naměřeny i na Šumavě, kdy se adultní samci pohybují v průměru (SLD) 5 km za den, zatímco subadultní jedinci se pohybovali (SLD) 3,5 km za den. Jsou známy i případy, kdy rys urazil (SLD) 12 km. Minimální pohyb (SLD) 1 km za den byl prokázán u samic v neonatálním období (Buřka, 2003). Maximální zaznamenané přesuny (DMD) byly na vzdálenost 25 km během jednoho dne (Červený et al., 2006).

Porovnáme-li prostorovou aktivitu rysa z hlediska demografických ukazatelů, tak samice následující den zůstávaly v blízkosti lokace předešlého dne a jejich pohyb byl převážně koncentrovaný s průměrnou rychlostí 1 km/h, zatímco samci se další den přemístili dále než samice a jejich pohyb byl přímý a probíhal převážně v noci (Jędrzejewski et al., 2002). Migrační chování rysa je podle Belotti et al. (2012) závislé na hledání a konzumování kořisti, a tak délka migrace značně poklesla během dnů, kdy byl lov úspěšný. Jędrzejewski et al. (2002) zaznamenali, že šelma hledající si kořist urazí průměrně 14 km během 24 hodin, ale pokud uloví kořist, tak se její pohyb (SLD) během prvního dne sníží v průměru na 2,8 km (viz Obr. 7).

Obr. 7: Vztah mezi délkou disperze a potravním režimem (upraveno dle Jędrzejewski et al., 2002)



V průběhu dne se rys většinou skrývá v úkrytu a tak je jeho pohyb minimální (Belotti et al., 2012). Tyto závěry potvrzuje i studie z Norska, kdy rys konzumoval kořist po dobu 3–5 dnů a během těchto dnů se od ní nevzdálil (SLD) dále než na 3 km (Bunnefeld et al., 2006). Během migrace se nároky na habitat snižují, i přesto bývá šelma vázána na oblasti s dostatečnou mírou lesnatosti (Mináriková et al., 2010).

Předchozí příklady se týkaly spíše pohybu jedince v rámci domovského okrsku, zatímco přesun mezi dvěma lokálními populacemi, bývá řazen k dálkovým migracím či disperzi (Forman & Godron, 1993). Lokální populace bývají často izolované, a v některých případech jsou propojené migračními koridory, bez kterých by nedocházelo k výměně genetické informace, která je důležitá k zachování životaschopné populace (Zimmermann & Breitenmoser, 2007) (viz 2.3.1.2). Následující dva příklady poukazují na odlišný management území, kde se rys ostrovid vyskytuje. Ve švýcarské a francouzské Juře je potenciálně vhodné prostředí zcela zaplněno (Capt, 2007), a proto jsou plánovány dálkové zalesněné migrační koridory, které by umožnily posílení populace ve francouzských Alpách (Zimmermann & Breitenmoser, 2007). Současný management v Polsku je odlišný v porovnání s předchozím příkladem, protože v západním Polsku se nacházejí vhodné habitaty k trvalému výskytu šelmy, avšak jsou izolované od východní stabilní populace, protože zde chybí vymezení funkčních migračních koridorů, které by umožnily přesun šelmy přes hustě osídlené centrální Polsko (Niedziałkowska et al., 2006).

Kapitola 4

HODNOCENÍ VLIVU STRUKTURY KRAJINY

K hodnocení vlivu struktury krajiny na rozšíření zájmového druhu jsou nejčastěji využívány modely potenciálního habitatu (Basille et al., 2009; Schadt et al., 2002a; Zimmermann, 2004; Linnell et al., 2009). Většina statisticko-matematických analýz vytvářející habitatové modely je prováděna v prostředí ArcGIS a je založena na souborech dat o environmentálním prostředí (Clark Labs, 2011; Fernández et al., 2003; Huck et al., 2010) a kvalitních datech o prostorových a etologických nárocích studovaného druhu (Jędrzejewski et al., 1996, Okarma et al., 2007, Schmidt et al., 1997; Zimmermann & Breitenmoser, 2007). Specifické nároky jedince či populace na prostředí během migrace jsou stejně důležité jako požadavky na prostředí, v kterém se živočich trvale vyskytuje (Atwood et al., 2011; Marino et al., 2011; Schadt et al., 2002a). Z tohoto důvodu se pomocí různých nástrojů modelují tzv. potenciální migrační koridory, které propojují plošky vhodného habitatu (Atwood et al., 2011; Forrest et al., 2012; Majka et al., 2007; Rodríguez-Soto et al., 2013). Jeden z možných příkladů, jakým způsobem nástroje vyhodnotí výše zmíněná spojení, je analýza tzv. cesty nejmenších nákladů (Anděl et al., 2005; Anděl et al., 2010a; Majka et al., 2007).

Studie Schadt et al. (2002a), Hetherington et al. (2008) a Shilling & Girvetz (2007), kromě výše zmíněných metodik, využily k hodnocení struktury krajiny i parametry vyjadřující míru fragmentace krajiny. Existuje několik důvodů, proč by do analýz o výskytu zájmového druhu mělo být zahrnuto i hodnocení fragmentace krajiny. Analýza míry fragmentace krajiny může vyhodnotit její prostupnost, případně konektivitu dílčích přírodních či přírodě blízkých celků a kromě toho míra fragmentace vypovídá o antropogenním tlaku v oblasti (EEA, 2011; Zýka, 2012).

4.1 Metody určující míru fragmentace

S narůstajícím zájmem hodnotit fragmentaci krajiny přibývá i množství metod, které lze použít (Jaeger et al., 2007). Snahu o praktické řešení ale komplikuje fakt, že fragmentace krajiny je komplexní proces, který nelze jednoduše exaktně definovat a kvantifikovat (EEA, 2011). Současné indikátory fragmentace krajiny byly vyvíjeny za účelem porovnání různé míry fragmentace. Z tohoto důvodu číselné indikátory nestanoví limity, jejichž nedodržení by znemožnilo aplikovat dané řešení. Jsou koncipovány spíše tak, aby navrhly optimální variantu, při které se míra fragmentace daného území navýší jen minimálně (Anděl et al., 2010c).

Studie Jaegera (2000) a Su et al. (2014) využívají k hodnocení míry fragmentace numerické indexy, které jsou koncipovány na základě geometrických

nebo pravděpodobnostních modelů (Anděl et al., 2010c). Pomocí těchto modelů je možné sledovat dlouhodobý vývoj území, anebo rozpoznat i sebemenší změny ve struktuře bariér (Anděl et al., 2010c; Jaeger et al., 2007). Jaeger (2000) ve své práci představil tři číselné indexy hodnotící míru fragmentace:

- 1) Stupeň rozdělení krajiny (*Degree of Landscape Division–D*)
- 2) Index rozdělení krajiny (*Splitting Index–S*)
- 3) Efektivní velikost oka (*Effective Mesh Size– m_{eff}*)

Všechny tři indikátory vycházejí z výpočtu pravděpodobnosti výskytu dvou jedinců v určitém území ve stejné plošce, která nebude rozdělena bariérami (Jaeger, 2000). Indikátor efektivní velikosti oka je nejčastěji používaným indexem k hodnocení fragmentace (EEA, 2011; Girvetz et al., 2008; Su et al., 2014; Zýka, 2012) a jeho velkou výhodou je, že shrnuje všechny informace o fragmentaci krajiny do jedné hodnoty, kterou lze lépe interpretovat (Anděl et al., 2005; Jaeger, 2000). Jaeger et al. (2008) uvádějí rovnici výpočtu této metriky:

$$m_{eff} = A_t C = \frac{1}{A_t} \sum_{i=1}^n A_i^2$$

Kde A_t je celková plocha území (km^2) a A_i je rozloha jednotlivých izolovaných ploch (km^2). C představuje pravděpodobnost, že dva náhodně umístění jedinci se nacházejí ve stejném území nerozdělené bariérou a n je počet dílčích izolovaných ploch (Jaeger et al., 2008). Indikátor m_{eff} převede různorodou geometrickou skladbu bariér na pravidelnou čtvercovou síť, ve které je stejný stupeň fragmentace (Anděl et al., 2010c). V některých případech se využívá i indikátoru „efektivní hustota oka“ (*Effective Mesch Density– s_{eff}*), který stanovuje počet ok na jednotku plochy, přičemž vyšší hustota ok je přímo úměrná větší míře fragmentace (Anděl et al., 2010c; EEA, 2011).

4.2 Metody určující potenciální habitat druhu

V posledních letech se k hodnocení geografické distribuce druhů, populací a ekosystémů využívá statistických nástrojů a matematického modelování potenciálně vhodného habitatu v geoinformačních systémech (GIS) (Chefaoui et al., 2005; Guisan & Zimmermann, 2000; Hirzel et al., 2002; Václavík & Meentemeyer, 2009). Podle Guisan & Zimmermann (2000) je převážná část modelů (zejm. *logistic regression models* a *regression and classification tree models*) založena na populační hustotě druhu nebo na datech kategorizovaných jako „výskyt/nevýskyt“, avšak některé modely, jako např. ENFA, MAXENT či MAHALANOBIS DISTANCE, vychází z reálných nálezových dat (Hirzel et al., 2002; Václavík & Meentemeyer, 2009). Modelování potenciálně vhodného habitatu se využívá v mnoha odvětvích

(Clark Labs, 2011). Například pomocí matematického modelování v GIS byla usnadněna predikce dopadu klimatických (Forrest et al., 2012; Leach et al., 2013) a environmentálních změn na distribuci organismů (Marino et al., 2011; Chefaoui et al., 2005; Fernández et al., 2012; Squires et al., 2013). Zdokonalila se také ochrana ohrožených druhů a jejich stanovišť (Basille et al., 2009; May et al., 2008; Zimmermann, 2004). Matematické modelování a statistické metody nejsou užitečné jen k územní a druhové ochraně přírody, ale mohou najít uplatnění například i v epidemiologii, kde je hodnoceno šíření nemocí (Václavík & Meentemeyer, 2009).

4.2.1 ENFA

Ecological niche factor analysis (ENFA) je analýza založená pouze na reálných datech výskytu jednoho druhu a vychází z konceptu ekologické niky (Basille et al., 2008; Chefaoui et al., 2005; Guisan & Zimmermann, 2000; Hirzel et al., 2002) (viz 3.1). Studie Basille et al. (2009), Huck et al. (2010), Kanagaraj et al. (2013) a Marino et al. (2011) využily analýzu ENFA k predikci vhodného habitatu pro velkou šelmu.

V rámci studovaného území vyhodnotí vícerozměrná analýza ENFA **realizovanou ekologickou niku druhu** na základě dvou parametrů – tzv. marginality a specializaci. Marginalita určí preferované ekologické podmínky prostředí druhu (například vyšší míra sklonitosti reliéfu, lesnatosti atd.) a faktor specializace definuje omezení výskytu druhu, který je podmíněn dostupnými environmentálními proměnnými. Faktor specializace vypovídá o tzv. sensibilitě jedince, populace či druhu k měnícím se podmínkám. Vysoká specializace poukazuje na to, že druh má úzkou ekologickou valenci, a proto je zaměřen na omezenou škálu přírodního prostředí (Basille et al., 2008). ENFA pomocí faktorů marginality a specializace hodnotí každou environmentální proměnnou zvlášť. Plošky, v kterých byl druh zaznamenán, vytvářejí tzv. referenční set, podle kterého lze vyhodnotit i zbylé zájmové území. Výsledkem je rastrová mapa složená z vhodných a nevhodných plošek habitatu pro studovaný druh (Basille et al., 2008; Hirzel et al., 2002).

4.2.2 LAND CHANGE MODELER

V rámci softwaru IDRISI byl v Clark University v USA vyvinut modul Land Change Modeler, který nabízí řadu nástrojů, mimo jiné, umožňujících modelování vhodného habitatu (Clark Labs, 2011; Eastman, 2006). V rámci Land Change Modeler existuje nástroj *Habitat Modelling*, který pracuje s algoritmy – MAXENT, GLM a MAHALANOBIS DISTANCE. *Generalized linear model* (GLM) byl použit k tvorbě potenciálního habitatu ve studiích Zimmermann (2004), Fernández et al. (2012), zatímco MAXENT byl využit k tvorbě habitatových modelů ve studiích Forrest et al. (2012), Leach et al. (2013) a Marino et al. (2011). Algoritmus MAHALANOBIS DISTANCE je popsán v pracích Shatz et al. (2013) a Romportl et al. (2010). Nástroj *Habitat Modelling* vytvoří pomocí environmentálních

proměnných, krajinného pokryvu a nálezových dat pravděpodobnostní mapu výskytu daného druhu. Při interpretaci se nesmí opomenout skutečnost, že výsledná mapa představuje **potenciální ekologickou niku druhu**, tedy prostředí, kde se druh může vyskytovat. V reálných podmínkách je však distribuce druhu ovlivněna celou řadou dalších proměnných (kompetice, antropogenní vlivy atd.), které nejsou v modelu zahrnuty. Jedinec ve výsledku využije jen část vhodného území tzv. realizovanou niku (Clark Labs, 2011) (viz 3.1).

4.3 Modelování potenciálních migračních koridorů

V současnosti konzervační biologové a ekologové, kromě habitatových modelů, využívají i modely vytvářející koridory pro volně žijící druhy. Ty mohou přispět k minimalizaci rizika střetu živočicha s dopravním prostředkem či mohou podpořit metapopulační dynamiku izolovaných populací (Schadt et al., 2002a; Squires et al., 2012; Majka et al., 2007). Po nadefinování potenciálně vhodného habitatu je zapotřebí zajistit konektivitu mezi vhodnými ploškami habitatu, tak aby migrace druhu byla co nejsnazší. K navržení nejvhodnějšího spojení se využívají různé nástroje modelující koridory (Ayram et al., 2014; Majka et al., 2007; Squires et al., 2012) nebo multikriteriální statistické analýzy (Hetherington et al., 2008; Kanagaraj et al., 2013; Schadt et al., 2002a). V posledních letech přibývá studií, které jsou založeny na genetické analýze. Ta určí, zda dochází v subpopulacích k míchání genů a z jakých zdrojových plošek pocházejí migrující jedinci (Atwood et al., 2011). Pro detailnější popis, možného modelování koridorů, byly vybrány tři nástroje – Zonation, Linkage Mapper a Corridor Designer.

4.3.1 ZONATION

Zonation, ve srovnání s Linkage Mapper a Corridor Designer, je samostatný software, nikoliv „toolbox“ v programu ArcGIS, a i přesto lze výsledky modelování nahrát a dále upravovat v ArcGIS. Zonation byl vytvořen biology, kteří působí na Helsinské univerzitě, přičemž model pracuje pouze s rastrovými soubory (Moilanen et al., 2012). Lze hodnotit druhy, ekosystémy, ekosystémové služby a mnoho dalších proměnných (Lehtomäki & Moilanen, 2013) s tím, že do modelu mohou vstupovat velké soubory dat. Udává se, že program je schopen zpracovat data s velikostí až 50 milionového gridu (Moilanen et al., 2012). Do modelu může vstupovat soubor jak s prezenčními, tak absenčními daty. Algoritmy Zonation jsou založeny na počítačových metodách, během nichž je vytvořena hierarchie priorit v regionální ochraně území. Pomocí kritéria mezní hodnoty nejmenší ztráty biodiverzity je vyhodnocena každá buňka, která bude odstraněna z tzv. jádrové oblasti (*core area Zonation*) (Leach et al., 2013; Lehtomäki & Moilanen, 2013).

Zonation umožňuje velké množství analýz (identifikace optimální plochy k ochraně druhu, plánování ochrany s navržáním konkrétního cíle, metody modelující konektivitu

krajiny) (Moilanen et al., 2012). Jedna ze složitějších analýz nabízená programem je tzv. *distribution smoothing*. V rámci modelování nástroj převede kvalitu habitatu na tzv. hustotu habitatu tak, že je touto hustotou znázorněna konektivita krajiny (Moilanen et al., 2012).

4.3.2 LINKAGE MAPPER

Původně byl tento soubor nástrojů vytvořen pro Washington Wildlife Habitat Connectivity Working Group's, než se stal volně přístupným. Koridory jsou vytvářeny pomocí dvou modelů – model jádrových oblastí (*core area*) a model vyjadřující míru rezistence území. Nejprve nástroje vyhodnotí míru rezistence v každé buňce (pixelu) zájmového území na základě energetických nákladů, obtížnosti migrace a riziku úmrtnosti. Míra rezistence se zvyšuje v oblastech, kde je vyšší hustota dopravní infrastruktury či osídlení. Celkové vyhodnocení míry rezistence se odvíjí od specifických požadavků druhu na habitat (bližší vysvětlení rezistence viz 5.3.4.2). V druhém kroku nástroje vyhodnotí sousední oblasti (*neighboring area*), mezi kterými je vytvořen koridor spojující buňky s nejnižšími možnými cestovními náklady (WHCWG, 2014).

Do budoucna je velmi zajímavým projektem **Climate Linkage Mapper**, který obsahuje řadu nástrojů hodnotící klimatické gradienty. Koridory jsou tedy modelovány na základě klimatických proměnných a jejich průběh se zásadně liší od klasicky modelovaných koridorů (WHCWG, 2014). Ve studii Ayram et al. (2014) byla hodnocena konektivita území v oblasti jezera Cuitzeo pro rysa červeného (*Lynx rufus*) pomocí Climate Linkage Mapper. Analýza na základě změny krajinného pokryvu vymezila potenciálně vhodnou oblast, kterou by bylo dobré chránit z důvodu zvýšení propustnosti krajiny pro studovaný druh. **Barrier Mapper** je dalším nástrojem z řady Linkage Mapper, který dokáže vyhodnotit a detekovat potenciální bariéry (WHCWG, 2014).

4.3.3 CORRIDOR DESIGNER

Corridor Designer je nástroj, který navrhla skupina odborníků – Beier, Majka, Brost a Garding. Ti mezi prvními shrnuli podrobný popis jednotlivých kroků při navrhování koridorů. Jejich toolbox Corridor Designer sloužící k vyhodnocení konektivity krajiny patří mezi první nástroje podobného formátu pro prostředí ArcGIS. Nástroje Corridor Designer byly použity např. ve studiích Rodríguez-Soto et al. (2013) a Atwood et al. (2011), kde byly modelovány potenciální migrační koridory pro jaguára, respektive pro medvěda.

Corridor Designer toolbox nabízí tři skupiny nástrojů, jejichž postupné aplikování vede k návrhu nejvhodnějšího spojení. V toolboxu jsou umístěny jak nástroje k úpravě environmentálních vrstev, tak nástroje umožňující tvorbu habitatu a nástroje vytvářející spojení mezi vhodnými ploškami habitatu. Samotný postup modelování potenciálního propojení se podobá vytváření koridorů v Linkage Mapper. Na základě vytvořeného

habitatového modelu jsou nadefinovány plošky, které jsou limitovány předem nastavenými parametry (viz 5.3.4.1). V dalším kroku jsou plošky propojovány na základě analýzy tzv. nejmenších cestovních nákladů. Výsledné spojení je tvořeno buňkami, které byly vyhodnoceny jako pixely s nejnižšími cestovními náklady (viz 5.3.4.2). Kromě toolboxu nabízí Corridor Designer řadu hodnotících nástrojů, které umožňují zhodnotit např. kvalitu habitatu a statistiku environmentálních proměnných v koridoru a případně mohou vypočítat i „meziploškové“ vzdálenosti (Majka et al., 2007).

Kapitola 5

METODIKA PRÁCE

5.1 Zájmové území

Zájmové území je rozčleněno na dvě části, a to **1) jádrové území trvalého výskytu rysa ostrovida** a **2) širší zájmové území** (viz Obr. 8, 9, 10, 11, 12). Širší zájmové území se liší od jádrové oblasti v celé řadě faktorů ať už environmentálních či antropogenních. Z tohoto důvodu a také proto, že v dalších analýzách nebude potřeba detailnější popis širšího zájmového území, bylo rozhodnuto, že podrobnější fyzicko-geografická charakteristika bude zpracována jen pro oblast trvalého výskytu šelmy. Tento souhrn přírodních podmínek prostředí přispěje i k porozumění území, ve kterém rys dlouhodobě existuje.

Jádrová oblast zájmu představuje území Šumavy a přilehlých lesnatých celků, které hostí jednu ze dvou populací rysa ostrovida v České republice. Z rešerše etologických a prostorových nároků rysa ostrovida je patrné, že dostatečně velké a propojené lesní celky patří k hlavním požadavkům šelmy na biotop (Niedziałkowska et al., 2006; Breitenmoser et al., 2007). Z tohoto důvodu byla oblast zájmu vymezena pomocí kontinuálních lesních celků vyskytujících se ve Smrčinách, Českém lese, Novohradských horách, Blanském lese, vojenském újezdu Boletice, na Šumavě a Třeboňsku a takto vymezená jádrová oblast byla rozšířena o kontinuální lesní celky v Táborské a Vlašimské pahorkatině, Brdské a Křivoklátské vrchovině, Doupovských horách, Krušných horách a Slavkovském lese. Po zahrnutí i těchto lesnatých celků do studované oblasti vzniklo rozšířené zájmové území. Neméně důležitým požadavkem rysa na prostředí je i nízká hustota osídlení (Basille et al., 2009; Breitenmoser et al., 2007), což jádrové území trvalého výskytu rysa z větší části splňuje. Tato oblast totiž náleží do okresů – Cheb, Tachov, Domažlice, Klatovy, Prachatice, Český Krumlov, České Budějovice a částečně do Jindřichova Hradce, které disponují dlouhodobě nejnižší hustotou obyvatel v České republice (průměr 43 obyv./km²), vyjma Českých Budějovic 113 obyv./km² a Chebu 88 obyv./km² (ČSÚ, 2014).

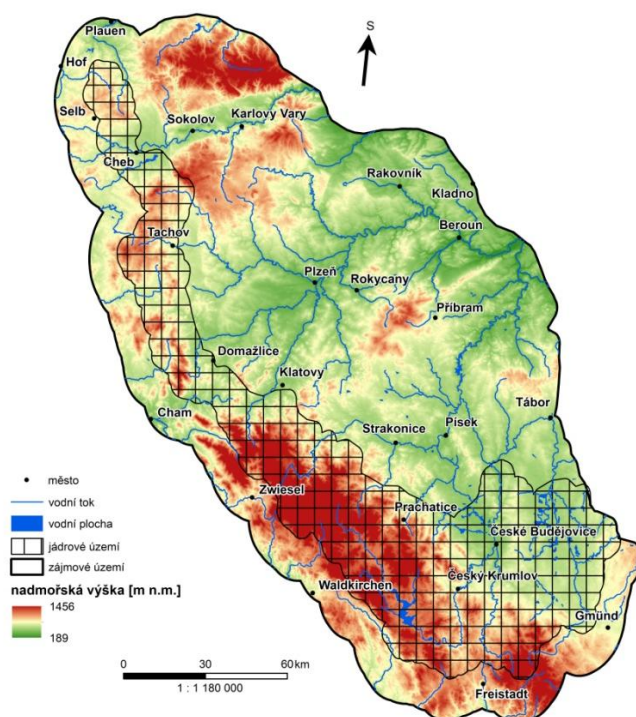
Maska celého zájmového území byla rozšířena o buffer se dvěma odlišnými velikostmi. Pojem maska v tomto případě znamená zájmové území v prostředí ArcGIS a buffer se dá vysvětlit jako ochranné pásmo zájmového území. Menší buffer o velikosti 4,5 km byl aplikován na české území, přičemž tato vzdálenost byla stanovena Bufkou (2003) jako průměrný denní přesun rysa (*daily linear movement*). Tímto krokem bylo do zájmového území zahrnuto i tzv. potenciálně využívané území šelmou (*habitat availability*). Většina lesů vyskytujících se na české straně Šumavy a v sousedních pohořích zasahuje i do Německa a Rakouska. Z tohoto důvodu byl na zájmové území nacházející se za hranicemi použit

buffer o velikosti 20 km, který umožnil začlenění velkých lesnatých celků v příhraničí do studované oblasti. Takto vymezené území má rozlohu 32 602,66 km².

5.1.1 Charakteristika širšího zájmového území

Širší oblast zájmu je charakterizována na základě tří skupin proměnných – abiotické faktory, habitatové faktory a limitující faktory. Abiotickými faktory, které popisují širší zájmové území, jsou nadmořská výška a sklonitost reliéfu (viz Obr. 8, 9). V několika studiích je popsán úzký vztah výskytu rysa ostrovida a těchto dvou environmentálních proměnných (Basille et al., 2009; Breitenmoser et al., 2007; May et al., 2008; Schmidt et al., 1997). Obecně lze říci, že s narůstající nadmořskou výškou a s větší sklonitostí terénu klesá antropogenní tlak v oblasti (Basille et al., 2009; Belotti et al., 2012; Bufka, 2003; Čevený et al., 2006).

Obr. 8: Nadmořská výška

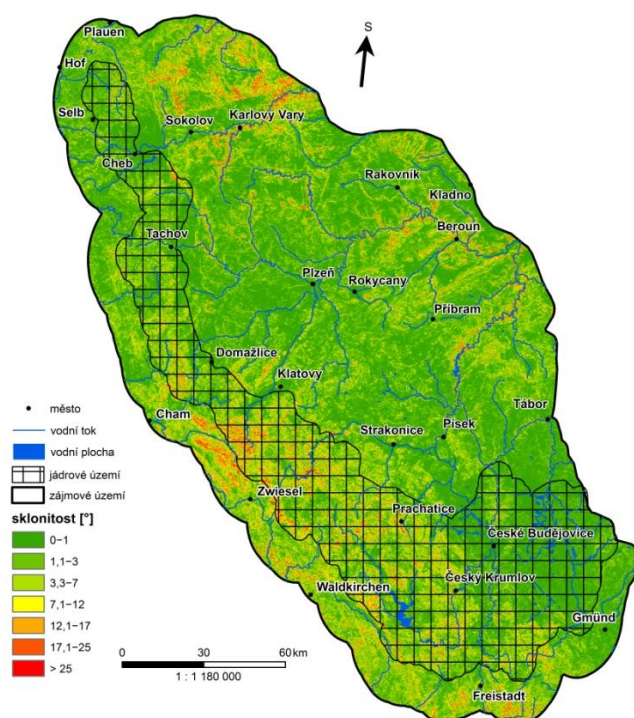


Zdroj: ArcData, 2007; EEA, 2014; vlastní zpracování

Nadmořská výška dosahuje nejvyšších hodnot v těsné blízkosti státních hranic, přičemž směrem do vnitrozemí České republiky, ale i Německa, či Rakouska, nadmořská výška klesá. Výjimku tvoří oblast Jihočeských pánví, Chebsko-Sokolovské pánve a Všerubská vrchovina, kde se nadmořské výšky pohybují v průměru jen okolo 460–580 m n.m. (Balatka & Kalvoda, 2006). Ve vnitrozemí dosahují vyšších nadmořských výšek také pohoří Doupovské hory, Slavkovský les a Brdská vrchovina.

Ostrůvkovitě se vyšší nadmořské výšky nacházejí také v jihozápadní části Vlašimské pahorkatiny a v západní části Blatenské pahorkatiny. Nejvýše položeným místem je Velký Javor (1 456 m n.m.), zatímco nejnižší bod v zájmovém území je v nadmořské výšce 189 m n.m.. Větší sklonitost reliéfu koreluje s vyšší nadmořskou výškou, ale také s toky některých řek (Berounka, Střela, Teplá, Kosí potok, Úterský potok, Vltava, Lužnice, Sázava) (viz Obr. 9). Nejvyšší sklonitost reliéfu je zaznamenána v Krušných horách, Českém lese, Novohradských horách a na Šumavě. Tyto oblasti jsou doplněny ještě o Křivoklátskou a Švihovskou vrchovinu, Doupovské hory a Slavkovský les.

Obr. 9: Sklonitost reliéfu

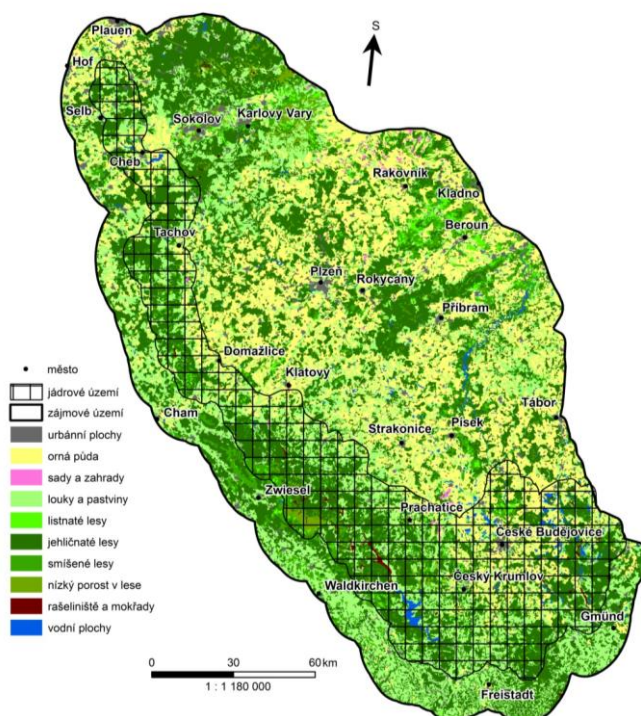


Zdroj: ArcData, 2007; EEA, 2014; vlastní zpracování

Výskyt rysa je však daleko více ovlivněn typem krajinného pokryvu a antropogenně podmíněnými tvary v krajině (Bufka, 2003; Kramer-Schadt et al., 2011; Niedziałkowska et al., 2006; Zimmermann & Breitenmoser, 2007). V širším zájmovém území je podle databáze CORINE Land Cover 2006 zastoupeno nejvíce jehličnatých lesů (34,09 %), a pokud sjednotíme všechny třídy lesů a zahrneme do této kategorie i nízký porost v lese, tvoří tato kategorie převažující typ krajinného pokryvu v zájmovém území (43,74 %) (viz Graf 1). Z Obr. 10 je patrné, že les a nízký porost v lese nejsou rozmístěny rovnoměrně. Jádrové území trvalého výskytu rysa má daleko větší zastoupení všech tříd lesa a nízkého porostu než zbývající oblasti. Najdou se i případy, kdy např. Brdská vrchovina, Křivoklátsko, Doupovské hory, Slavkovský les, Krušné hory jsou z větší části pokryty lesem.

Existují i daleko menší oblasti, většinou chráněná území, kde krajinný pokryv tvoří převážně lesy – Manětínská, Horní Střela, Údolí Otavy a Vltavy, Písecké hory.

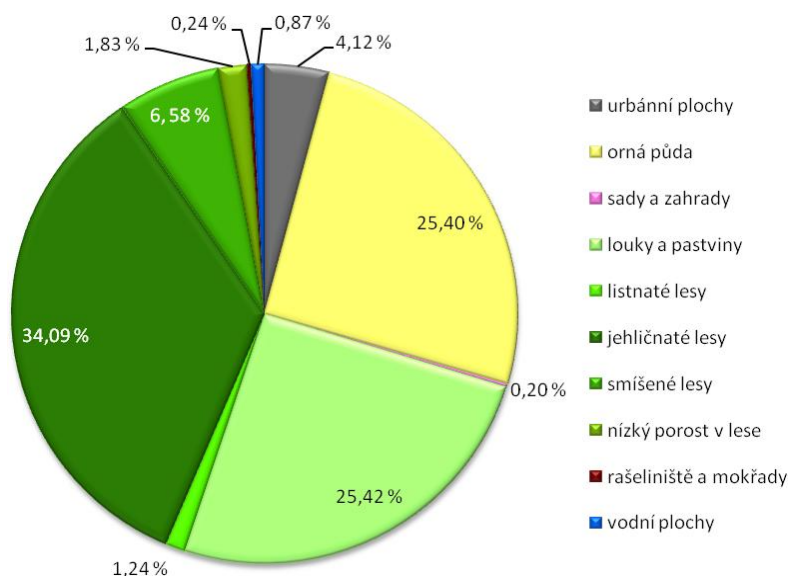
Obr. 10: Krajinný pokryv



Zdroj: ArcData, 2007; EEA, 2009; vlastní zpracování

Druhou a třetí kategorií krajinného pokryvu, které jsou nejhojněji zastoupeny, představují louky a pastviny (25,42 %) a orná půda (25,39 %). Podobně jako lesy a nízký porost v lese, ani kategorie luk a pastvin či orná půda nejsou rovnoměrně rozmístěny. Plochy s ornou půdou většinou korelují s menší nadmořskou výškou a vyskytují se především ve vnitrozemí a na východě studované oblasti. Severozápadní cíp území však tvoří výjimku, protože ve srovnání s ostatními oblastmi ležícími na západě studovaného území se zde hojně vyskytují plochy s ornou půdou. Především v okolí měst Plauen, Hof a také v Chebské pánvi převažuje orná půda. Největší zastoupení luk a pastvin je pozorováno na obvodu lesnatých pohoří (Smrčiny, Český les, Šumava, Novohradské hory, Slavkovský les, Krušné hory, Doupovské hory), ale také v oblasti Třeboňska či ve Vlašimské pahorkatině. Nejmenší množství ploch zaujímají rašeliniště a mokřady (0,24 %), které jsou většinou koncentrovány v pohraničních horách a na Třeboňsku, a sady a zahrady (0,20 %). Ty se nacházejí převážně v okolí Prachatic a Rakovníka.

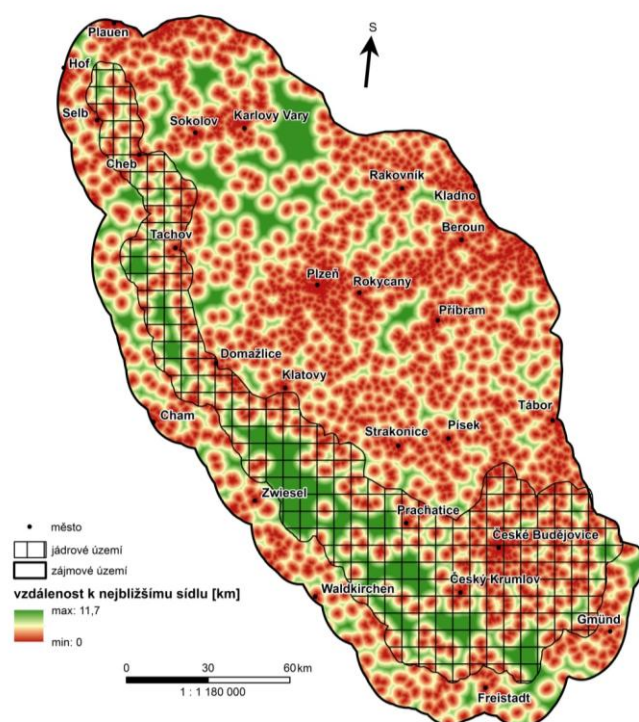
Graf 1: Krajinný pokryv



Zdroj: EEA, 2009; vlastní zpracování

Limitujícím faktorem rozšíření rysa ostrovida v Polsku je hustota dopravních komunikací a zástavby (Niedziałkowska et al., 2006). Podobné závěry pocházejí i ze Švýcarska či Německa, kdy výskyt rysa je zaznamenán především v oblastech s nízkou hustotou komunikací a minimálním množstvím sídel (Zimmermann & Breitenmoser, 2007; Schadt et al., 2002a). Z těchto důvodů je antropogenní vliv v zájmovém území hodnocen na základě dvou modelů – vzdálenost k nejbližšímu sídlu, hustota komunikací vážená intenzitou jejich zátěže. Obecně lze říci, že jádrové území zaujímá většinu plochy, kde není významná koncentrace sídel (viz Obr. 11). Výjimku tvoří oblast Třeboňské a Budějovické pánve a pohoří Smrčiny. Pohraniční území v Německu a Rakousku vykazují značnou hustotu sídel, a proto je zde minimální množství lokalit, kde by vzdálenost od nejbližšího sídla byla vyšší než 6 km. Německá část Českého lesa, či rakouská část Novohradských hor patří například k těm lokalitám, kde je vzdálenost k nejbližšímu sídlu vyšší než 6 km. Vnitrozemí studované oblasti, především jeho jižní a východní část jsou hustě osídleny, a proto zde nenajdeme rozsáhlejší oblast, kde by vzdálenost k nejbližším sídlům byla vyšší než 6 km. Výjimku tvoří část Benešovské pahorkatiny a Brdská vrchovina. Poměrně značně rozsáhlé oblasti, kde je vzdálenost k nejbližšímu sídlu v průměru 11 km, se nacházejí v severovýchodní části území. Zejména oblast Doupovských hor, Slavkovského lesa, Krušných hor a překvapivě i Tepelská vrchovina a Rakovnická pahorkatina jsou oblasti téměř bez sídel.

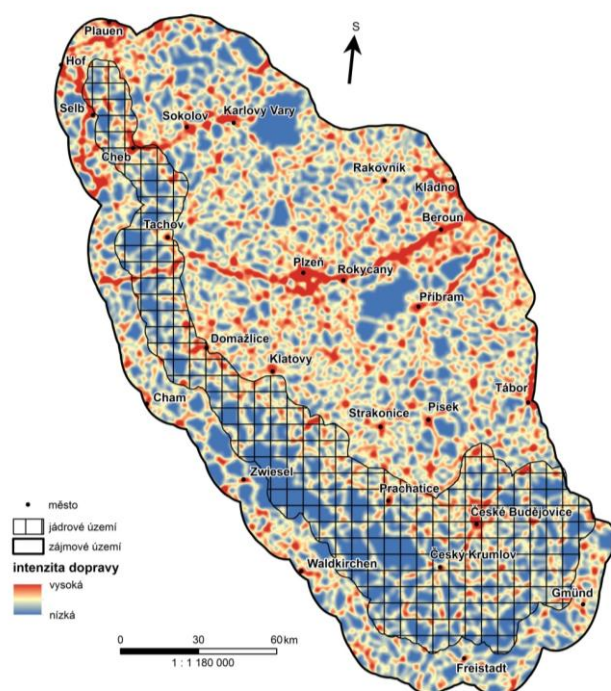
Obr. 11: Vzdálenost k nejbližšímu sídlu



Zdroj: ArcData, 2007; vlastní zpracování

Podobné závěry přináší i model, kde je znázorněna intenzita dopravy (viz Obr. 12). Oblast v těsné blízkosti, po obou stranách státní hranice křižují dopravní komunikace, kde intenzita provozu patří k nejnižším. Najdou se však i výjimky, kdy v úseku Rozvadov–Přimda vstupuje do jinak dopravou minimálně vytíženého území dálnice D5. Severozápad území se vymyká ostatním oblastem ležícím při hranicích, protože je zde patrná hustá síť intenzivně využívané dopravní infrastruktury. Mezi silnice s vysokou intenzitou dopravy jsou řazeny například rychlostní silnice R6 u Chebu, nebo německé dálnice A93 a A72, či mezinárodní silnice E/48 a E/49. Do jádrového území spadá i město České Budějovice, v jehož okolí je výrazná koncentrace silnic s vysokou intenzitou dopravy (I/3, E/49, E/55). Ve vnitrozemí zájmového území se nachází větší počet komunikací, které jsou enormně vytíženy (R4, D3, D5, R6, I/19, I/4, I/29, I/26). Přibylo zde i dálnic či rychlostních komunikací, které jsou hlavními migračními bariérami při pohybu šelmy (Anděl et al., 2010a; Atwood et al., 2011; Šťovíčková, 2014). V centrální a severní části zájmového území vystupují oblasti, kde je velmi nízká intenzita dopravy. Jedná se o lokality Brdská vrchovina, zejména vojenský újezd Brdy, Doupovské hory s vojenským újezdem Hradiště a Krušné hory. Kromě výše zmíněných pohoří můžeme nalézt i menší lokality, v nichž je zaznamenána minimální intenzita dopravy. Jde zejména o přírodní parky (Manětínská, Písecké hory, Horní Střela, Přebuz, Jesenicko) či lokality Natura 2000 (Hlubocké obory, Chejlava, Kladské rašeliny).

Obr. 12: Hustota komunikací vážená intenzitou jejich zátěže



Zdroj: ArcData, 2007; vlastní zpracování

5.1.2 Fyzickogeografická charakteristika území trvalého výskytu rysa ostrovida

Jádrová oblast výskytu rysa ostrovida se táhne z Ašského výběžku podél západních státních hranic, přes oblast Českého lesa, Šumavy a je zakončena Jihočeskými pánevmi. Geomorfologicky se území nachází v Českém masivu prvohorního stáří (Balatka & Kalvoda, 2006; Demek, 1987) a je vyplněno převážně Šumavskou soustavou. Na severu do území částečně zasahuje Krušnohorská soustava s geomorfologickým celkem Smrčiny a na jihovýchodě je území vyplněno Českomoravskou soustavou, převážně zastoupenou Třeboňskou pánví. Do studované oblasti pouze minimálně zasahuje Plzeňská a Středočeská pahorkatina, Českobudějovická a Chebská pánev a Českomoravská vrchovina (Balatka & Kalvoda, 2006).

Jádrové území výskytu šelmy tvoří tektonicky zdvižený zvlněný povrch, nad kterým vystupují osamocené vrcholy a hřebety (Kunský, 1968; Demek, 1987). Zejména pro Šumavu a v menším zastoupení také pro Novohradské hory a Smrčiny jsou typické zarovnané plošiny, které představují zbytky třetihorního povrchu (Culek, 1996). Několik skupin horských systémů se táhne ve směru severozápad–jihovýchod, přičemž vyšší nadmořské výšky jsou situovány v těsné blízkosti státních hranic a směrem do vnitrozemí klesají (Culek, 1996). Takto orientované hřebety ovlivňují klimatické podmínky v regionu, zejména chod srážek (Tolasz, 2007). Reliéf zájmové oblasti má charakter vrchovin a hornatin s převýšením 200–300 m, respektive 300–600 m. Jen některé vrcholy spadají svou vertikální členitostí do velehornatiny (Bobík, Královský hvozd) a podhůří Smrčin, Českého lesa, Šumavy

a Novohradských hor částečně vyplňují pahorkatiny (Culek, 1996; Kinský, 1968). Odlišný charakter reliéfu má Třeboňská pánev, která představuje tektonickou sníženinu s plochým dnem protaženou ve směru severozápad-jihovýchod. Reliéf Třeboňské pánve je tvořen především rovinami s výškovou členitostí do 30 m. Jen okraje pánve se mírně zvedají a jsou vyplněny plochými až členitými pahorkatinami s výškovou členitostí 30–90 m. I přes nepatrně vyvýšené okraje pánve patří Třeboňsko k nejplošším oblastem v České republice (Culek, 1996; Kinský, 1968; Voženílek et al., 2002).

Oblast Českého lesa a Šumavy tvoří krystalinikum s převažujícím zastoupením žuly, ruly, pararuly a migmatitu (Demek, 1987). Především z žuly vznikají působením různých forem zvětrávání charakteristické tvary – skalní hradby, izolované skály a žokovité balvany (Demek, 1968). Oblast Novohradských hor, Šumavského a Novohradského podhůří je tvořena granulity, rulami a granodiority a zejména v Blanském lese vystupují amfibolity a vápence (Culek, 1996). Kromě metamorfovaných hornin jsou v území zastoupeny fluvialní písky a štěrky podél řek. Velké množství třetihorních a čtvrtohorních nezpevněných sedimentů se nachází v Třeboňské pánvi, která je vyplněna převážně kyselými nezpevněnými sedimenty – jíly, písky a štěrky. V Třeboňské pánvi, podobně jako v Českém lese, Šumavě a Novohradských horách, jsou významně zastoupeny rašeliny a zrašelinělé nivní sedimenty (Culek, 1996). Na typickém vzhledu krajiny některých částí výše položeného území se podílela glaciální a periglaciální činnost v kvartéru. Chladnější období čtvrtohor připomínají kryogenní tvary, jako jsou ledovcové kary, kryoplanační terasy, strukturní půdy a kamenná moře (Demek, 1987). Významný je také výskyt váťých písků na Třeboňsku, které vznikaly v době pozdního glaciálu (Voženílek et al., 2002).

Převažující typ georeliéfu a podloží se významně podílí na charakteristickém zastoupení půdních typů (Kinský, 1968). V území trvalého výskytu rýsa je zastoupení půd poměrně pestré, převažují však kambizemě, především jejich subtypy arenický, districký, oglejený a pseudoglejový. Ve vyšších polohách jsou vyvinuty podzoly, rankery a zejména v Novohradských horách a na Šumavě litozemě. V plochých sníženinách a plošinách se vyskytují organozemní gleje, které přecházejí ve slatinách a rašeliništích do organozemí. Extrémním příkladem jsou Šumavské pláně, kde byly vyvinuty velmi chudé organozemě typu vrchovištních rašelin. Třeboňská pánev je doplněna o pseudogleje a gleje. Tento základní přehled půdních poměrů je zpestřen půdními typy, které jsou utvářené lokálními podmínkami. Například podél řek se nacházejí úzké pruhy fluvizemí a v minimálním množství jsou zastoupeny i rendziny na vápencích (Culek, 1996).

Jádrová oblast výskytu rýsa je významnou pramennou oblastí, kterou prochází evropské rozvodí oddělující úmoří Severního a Černého moře. Většina území je odvodňována řekami Vltavou a Ohří do Severního moře a jen nepatrná část v těsné blízkosti státních hranic je odvodňována Dunajem do Černého moře (Tolasz, 2007).

Údolí Vltavy, podobně i některé úseky horní Blanice, Otavy, Malše a Zlatého potoka mají kaňonovitý ráz s výskytem skalních útvarů (Culek, 1996). V některých částech vodní toky meandrují (horní toky Ohře, Vltavy, Blanice a Lužnice) a hluboce se zařezávají do údolí (Mže, Radbuza, Úhlava, Úslava a Volyňka) (Demek, 1987; Kinský, 1968). Charakteristickým rysem krajiny Šumavy jsou ledovcová jezera, pět na české straně – Černé, Čertovo, Prášílské, Plešné a Laka (Culek, 1996; Kinský, 1968) a tři na německé straně – Velké javorské jezero, Malé javorské jezero a Roklanské jezero (AOPK, 2014). Kromě přirozených vodních ploch se v oblasti nacházejí i uměle vytvořené kanály (Schwarzenberský, Vchynicko-tetovský, Zlatá stoka), vodní nádrže (Lipno, Římov, Nýrsko, Husinec, Jesenice) a rybníky (Rožmberk, Horusický rybník, Dehtář, Olšina) (Culek, 1996; Voženílek et al., 2002).

Podnebí je dle Quitta (1975) vcelku homogenní. Vyšší části území leží v chladných oblastech CH 7 a CH 6 a vrcholy spadají do nejchladnější CH 4. Nižší části studovaného území zasahují do mírně teplých klimatických oblastí MT 3, MT 5 a MT 4. Výjimku tvoří centrální část Třeboňské pánve, která se nachází v mírně teplých oblastech MT 10 a MT 11. Významný nepoměr je v úhrnu srážek mezi návětrnou západní částí území (Horská Kvilda 1486 mm, Čerchov 1127 mm, Kubova Huť 867 mm) a východním úpatím (Zátoň 757 mm, Tachov 610 mm). Východní část studovaného území je i poměrně teplá (Domažlice 7,6 °C; Vimperk 6,5 °C). Šumavské a Novohradské podhůří spolu s Novohradskými horami jsou ve srovnání s Českým lesem a Šumavou výrazně sušší (Kleť 716 mm, Prachovice 691 mm) i teplejší. Oblast Třeboňské pánve je ovlivněna výskytem rozsáhlých vodních ploch, a proto se zde projevují velmi často teplotní inverze regionálního rozsahu (Culek, 1996; Quitt, 1975). Podobně jako na srážky v kapalném stavu je oblast bohatá i na srážky v tuhém skupenství. Ve vyšších polohách Šumavy vydrží sněhová pokrývka více jak 130 dnů. Ve Smrčinách, Českém lese a Novohradských horách je průměrný sezonní počet dní se sněhovou pokrývkou o něco nižší (průměr 100 dní) a směrem do vnitrozemí v mírně teplých oblastech ubývá počet dnů se sněhovou pokrývkou. Sníh se zde vyskytuje v průměru 50–100 dní v roce (Tolasz, 2007). Maximální výška sněhové pokrývky je zaznamenána v horských oblastech, zejména na návětrné západní straně hřebenů v březnu a v únoru a překračuje výšku 150 cm. O něco nižší sezonní maxima výšky sněhové pokrývky jsou pozorována v Českém lese a Novohradských horách, kde výška sněhu dosahuje 50–100 cm. V nižších polohách přibývá oblastí s nesouvislou sněhovou pokrývkou a maxima výšky sněhu mohou dosahovat 20–75 cm (Tolasz, 2007). Zvláštností území jsou föhnové situace, které snižují relativní vlhkost a oblačnost v dotčených oblastech (Kinský, 1968).

Území trvalého výskytu rysa se nachází v provincii Středoevropských listnatých lesů a leží v podprovincii Hercynské. Severní a střední část území patří do 1.58 Ašského, 1.61 Českoleského a 1.62 Šumavského bioregionu. Zatímco jižní část je vyplněna

1.63 Novohradským, 1.43 Českokrumlovským a 1.31 Třeboňským bioregionem. Částečně do území zasahuje i bioregion Chebsko-sokolovský, Branžovský, Plzeňský, Planický, Sušický, Bechyňský, Českobudějovický a Novobystřický (Culek, 1996). Z hlediska fytogeografického členění spadá území do oblasti oreofytika, mezofytika a převládajícím typem vegetační jednotky jsou květnaté bučiny. V menší míře jsou zastoupeny acidofilní bučiny, podmačené smrčiny a luhy typické pro prameniště a okolí vodních toků. V nižších nadmořských výškách se objevují acidofilní doubravy a zvláště pro Blanský les jsou typické reliktní bory na hadcích (Culek, 1996; Voženílek et al., 2002). Potenciální vegetace Třeboňské pánve je závislá na půdních poměrech, a proto je větší část území pokryta jedlovými doubravami. Ve srovnání se zbývajícím zájmovým územím se zde vyskytují bučiny jen okrajově (Culek, 1996). Vegetační stupeň smrčin je vyvinut jen na Šumavě a ostrůvkovitě se nachází i v Českém lese (Culek, 1996; Voženílek et al., 2002). V tomto regionu mají neopomenutelné zastoupení nelesní typy vegetace, které jsou reprezentovány loukami a pastvinami (Voženílek et al., 2002). Neméně významné jsou i různé typy vrchovišť a rašelinišť, které jsou typické zejména pro Šumavu, Český les a Třeboňskou pánev (Culek, 1996).

5.1.3 Územní ochrana přírody a krajiny v oblasti trvalého výskytu rýsa ostrovida

Centrální část území trvalého výskytu rýsa spadá do Národního parku a Chráněné krajinné oblasti Šumava (CHKO a NP Šumava), které byly vyhlášeny v roce 1991, respektive 1963. Na NP a CHKO Šumava za Všerubským průsmykem navazuje CHKO Český les, který byl vyhlášen poměrně nedávno v roce 2005. V této oblasti kromě NP a CHKO Šumava a CHKO Český les bylo v rámci NATURA 2000 vyhlášeno několik Evropsky významných lokalit a jedna Ptačí oblast Šumava (AOPK, 2014). Šumava je jako oblast s mimořádným přírodovědným významem zařazena do seznamu biosférických rezervací UNESCO a Šumavská rašeliniště byla vyhlášena mokřadem mezinárodního významu (Ramsarská úmluva) (Voženílek et al., 2002). Ochrana přírody této části studovaného území je ohrožena cestovním ruchem, který způsobuje přetížení některých turisticky oblíbených lokalit (Boubín, Plechý, Povydlí, Kvilda). Turisticky atraktivní je i vodáctví na horním toku Vltavy a sportovní rybolov, případně návštěva dosud málo přístupných oblastí. Neméně významný problém představuje zvyšující se zatížení území dopravou, zejména úseky Vimperk–Strážný a Železná Ruda–Klatovy. Z hlediska stavu lesních ekosystémů je oblast v posledních letech ohrožena kůrovcovými kalamitami a mimo NP Šumava je ve většině lokalit pořád uplatňována výsadba smrkových monokultur (AOPK, 2014).

Dalším velkoplošným chráněným územím je CHKO Blanský les, který byl založen v roce 1989. Ve srovnání s předchozími chráněnými oblastmi se jedná o vnitrozemské

CHKO s bohatou nabídkou historických památek a lidové architektury (Český Krumlov, Holašovice, Zlatá Koruna) (Voženílek et al., 2002). Mimo jiné se v Blanském lese vyskytuje největší zastoupení teplomilných druhů flóry a fauny v jižních Čechách zásluhou föhnové situace a příznivého substrátu (Culek, 1996). Významnou lokalitou je i Třeboňská pánev, která díky vysoce hodnotné a různorodé biotě byla vyhlášena v roce 1979 Chráněnou krajinnou oblastí Třeboňsko. O mezinárodním přírodovědném významu dané lokality svědčí i to, že Třeboňsko bylo zařazeno na seznam biosférických rezervací UNESCO a v roce 1990 byly jeho části zařazeny mezi mokřady mezinárodního významu. Ekosystémem, který je charakteristický pro tuto oblast, je rašeliniště s typickými zástupci bezobratlých, mezi kterými je i řada glaciálních reliktních (např. žlutásek borůvkový) (Culek, 1996; Voženílek et al., 2002). Nepřehlédnutelným elementem Třeboňské pánve je pestrá avifauna, která přispěla k vyhlášení Ptačí oblasti Třeboňsko (AOPK, 2014). Vyskytuje se zde množství vodních i bažinných druhů ptactva (např. volavka bílá, orel mořský) a v rozsáhlých lesních komplexech s diverzitou porostů se nacházejí hnízdiště řady lesních druhů (kulíšek nejmenší, sýc rousný) (Culek, 1996; Voženílek et al., 2002).

Kromě vyjmenovaných CHKO a NP jsou ve studované oblasti vyhlášeny významné rezervace. Například NPR Černé a Čertovo jezero chrání ledovcová jezera s prvky kryogenní činnosti. NPP Blanice je zaměřena na ochranu bioty přirozeného podhorského potoka, v jehož vodách se vyskytuje chráněná perlorodka říční (Culek, 1996). Ceněnou lokalitou je NPR Vyšenské kopce s ochranou bioty na vápencích. V níže položených oblastech se nachází PR Dívčí kámen, kde je předmětem ochrany skalní lesní biota kaňonu Vltavy (Voženílek et al., 2002). Neméně důležitý je Přírodní park Novohradské hory. I přesto, že zdenení vyhlášena CHKO, je tato oblast poměrně dobře chráněná hustou sítí maloplošných chráněných území a některé z nich patří k nejstarším rezervacím v Čechách – NPP Hojná Voda a NPR Žofínský prales (Culek, 1996). Díky dlouholeté tradici ochrany přírody se zde nachází vysoce zachovalé biotopy, kde je ponechán samovolný vývoj přírody. Takováto stanoviště patří k nejvýznamnějším lokalitám výskytu datlíka tříprstého a jeřábka lesního v České republice, a nejen díky tomu byla na části území zřízena Ptačí oblast Novohradské hory (AOPK, 2014).

Vysoce hodnotné biotopy se nacházejí ve vojenském újezdu Boletice. Toto území má poměrně velké množství lesů, v nichž žijí rozmanité druhy lesní fauny. Dochovala se i řada přirozených stanovišť pralesního charakteru, na které jsou vázány významné druhy ptáků (datlík tříprstý, kulíšek nejmenší, sýc rousný). Neméně významným prostředím je sekundární bezlesí, které bylo utvářeno pravidelnou vojenskou činností a jehož využívají zejména druhy suchých lesostepí. Z výše jmenovaných důvodů byl vojenský prostor v rámci NATURA 2000 vyhlášen Ptačí oblastí Boletice (AOPK, 2014).

5.2 Zdroje dat

Hodnocení vlivu struktury krajiny na rozšíření rysa ostrovida je založeno na několika odlišných souborech kvalitních dat. Rešeršní část čerpá zejména z vědeckých článků a monografií (viz níže bod A), zatímco samotná analýza je vystavěna na datech o prostředí a datech o výskytu zájmového druhu (bod B a C). Vlastní terénní průzkum v letech 2012–2014 představují data z bodu D.

A) Vědecké články a monografie

Nejen pro rešeršní část jsou klíčovým zdrojem informací vědecké články a monografie. Zejména literatura zabývající se etologickými a prostorovými nároky rysa ostrovida je nezbytná k nastavení několika klíčových parametrů matematicko-statistických analýz a následnému hodnocení výsledků. V práci jsou využita převážně zahraniční periodika, která byla publikována v časopisech *Animal Biodiversity and Conservation*, *Applied Geography*, *Biological Conservation*, *Ecological Modelling*, *Ecography*, *Journal of Zoology*, *Landscape Ecology*, *Nature and Environment*, *Science*, *Wildlife Biology* atd. Kromě vědeckých článků byla použita i zahraniční monografie (EEA, 2011; Groom et al., 2006; Hilty et al., 2006; Lindenmayer & Fischer, 2006), ze kterých byly čerpány informace především o fragmentaci habitatu a aplikaci migračních koridorů. V rešeršní části jsou citovány i české odborné texty, které byly uveřejněny v časopise *Vesmír a Ochrana přírody*. Neopomenutelným zdrojem informací jsou publikace či metodické příručky, na kterých se podílel docent Anděl.

B) Data o prostředí

V habitatových modelech je prostředí charakterizováno zejména třemi typy dat – topografie, krajinný pokryv a proměnné vyjadřující antropogenní vliv. Z důvodu toho, že se jedná o explicitní data, která lze snadno vyjádřit v ArcGIS, jsou habitatové modely založeny převážně na těchto souborech dat (Majka et al., 2007). Do modelu nevstupují některé environmentální (hustota kořisti, nemoci) a antropogenní (pytláctví) proměnné, které nelze kvantifikovat a následně vizualizovat v GIS. Tato skutečnost může výsledné modely značně zkreslit, a proto by se na ní nemělo zapomínat při interpretaci výsledků. Pro analýzu hodnocení struktury a konektivity krajiny byly vybrány následující parametry prostředí:

- **topografie** (nadmořská výška, členitost reliéfu)
- **habitatové faktory** (krajinný pokryv, vzdálenost od lesních porostů)
- **antropogenní faktory** (vzdálenost od sídel, hustota komunikací).

Výše hodnocené proměnné byly odvozeny ze zdrojových dat DEM SRTM 100 * 100 m (topografie) a z databáze CORINE Land Cover 2006 (habitatové a antropogenní faktory) (EEA, 2009). Nadmořská výška a členitost reliéfu byly vyjádřeny pomocí funkce *Zonal Statistic* v programu ArcGIS, nadmořská výška byla hodnocena jako průměrná nadmořská

výška v každém poli pravidelné sítě 500 * 500 m z digitálního modelu reliéfu. Členitost reliéfu byla však vypočítána jako standardní odchylka od nadmořské výšky v rámci polí pravidelné sítě 500 * 500 m. Typ habitatu byl znázorněn procentuálním zastoupením generalizovaných tříd CORINE Land Cover 2006 v každém poli pravidelné sítě 500 * 500 m, přičemž původních 41 kategorií bylo generalizováno na deset kategorií: 1) urbánní plochy, 2) orná půda, 3) sady a zahrady, 4) louky a pastviny 5) listnaté lesy, 6) jehličnaté lesy, 7) smíšené lesy, 8) nízký porost v lese, 9) rašeliniště a mokřady, 10) vodní plochy. Vzdálenost od lesních porostů a vzdálenost od sídel byla vyjádřena euklidovskou vzdáleností polí pravidelné sítě k nejbližší lesní ploše, respektive k nejbližšímu sídlu. Hustota komunikací byla znázorněna jako kernelovská hustota dopravní infrastruktury vážená intenzitou její zátěže. Dalšími zdroji dat o prostředí jsou databáze ESRI (1993), databáze vektorových dat CENIA (2014) a data z Evropské agentury pro životní prostředí (EEA, 2014).

C) Data o výskytu zájmového druhu

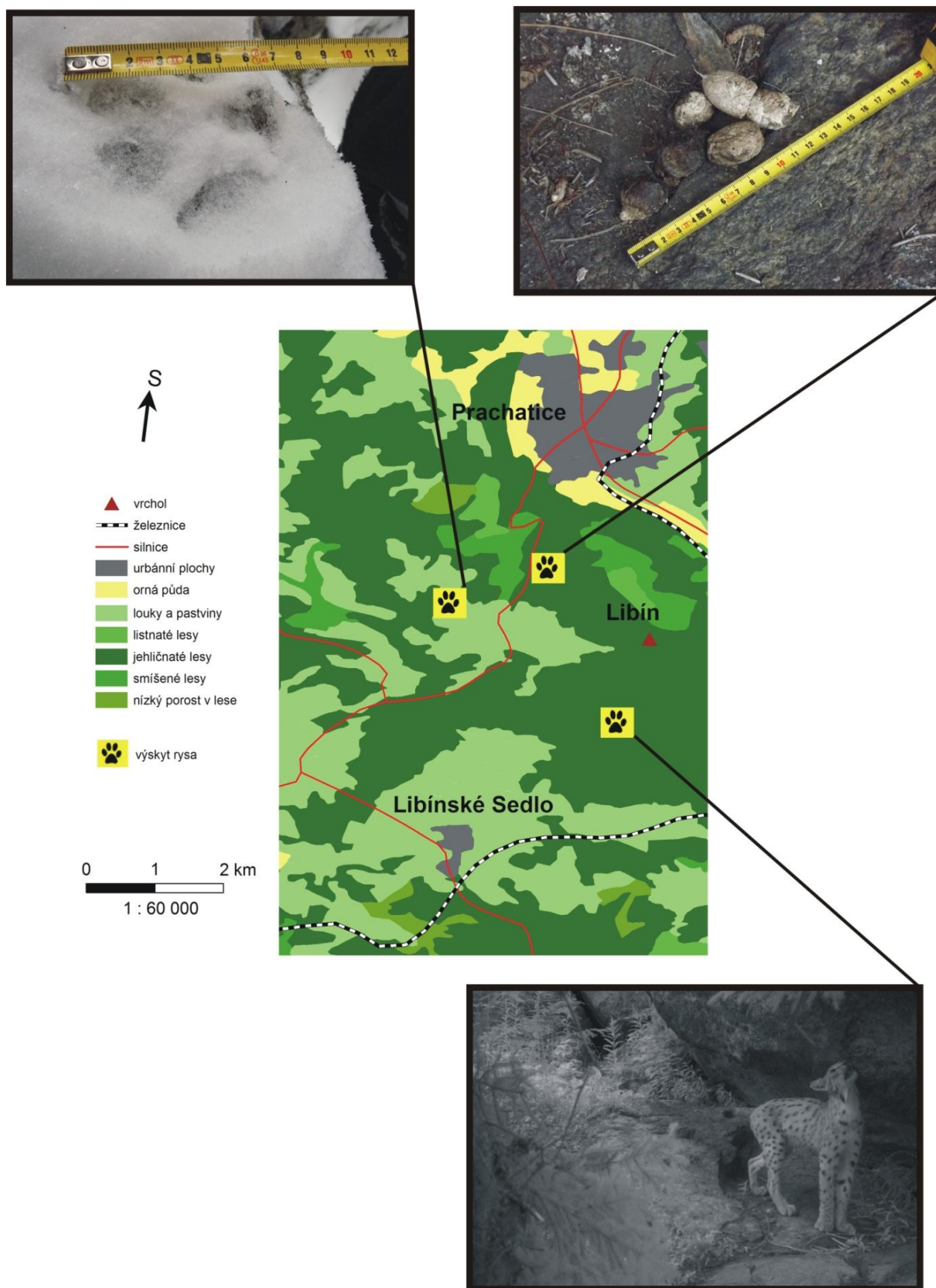
Data o distribuci druhu patří k nejdůležitější skupině dat, protože jejich charakter a způsob pořízení určuje typ aplikované analýzy. Pro tvorbu habitatového modelu byla využita data z centrální nálezové databáze Agentury ochrany přírody a krajiny (NDOP AOPK, 2014) a tato databáze byla doplněna nálezovými daty Správy NP a CHKO Šumava (Bufka, 2013) a daty z česko-německo-rakouského projektu *Trans Lynx* (ALKA Wildlife, 2014). Celkově bylo získáno 3 385 bodů výskytu rysa, přičemž data jsou charakterizována jako nálezová data kategorie C1 a C2 (viz 5.3.1).

D) Vlastní terénní průzkum v rámci tzv. Rysích hlídek (Hnutí Duha)

Rys ostrovid je převážně plaché zvíře s noční aktivitou mající rozsáhlé domovské okrsky, a proto je jeho monitoring časově i finančně velmi náročný. Terénní průzkum tzv. Rysích hlídek na Šumavě a v přilehlých pohořích napomáhá sběru dat již od roku 2006. V rámci této práce byla vytvořena digitální databáze (viz Příl. 2, 3), která shrnuje výsledky monitoringu za období 2006–2014, vyjma roku 2010 (data byla ztracena). Během osmi let se uskutečnilo více jak 300 monitorovacích pochůzek a 111 jich bylo úspěšných na pobytové znaky rysa ostrovida. Bylo získáno celkem 8 vzorků trusu, 2 vzorky moči a 5 vzorků srsti. Během monitorovacích akcí byly pozorovány pobytové znaky i dalších druhů (jeřábek lesní, tetřev obecný, tetřev hlušec, vydra říční).

V letech 2012, 2013 a 2014 během zimního období probíhal vlastní sběr dat v rámci oficiálních akcí, nebo individuálně (viz Obr. 13, Příl. 5). Na základě několika pozitivních nálezů stop v lokalitě Na Skalce (Libín) a zjištění preferenčních migračních koridorů rysa byla v této lokalitě instalována v dubnu 2013 automatická kamera (fotopast) značky Moultrie Game Spy 4.0 s klasickým bleskem, která byla v červnu 2014 doplněna o novější typ fotopasti značky Cuddeback s infračerveným bleskem (viz Příl. 4).

Obr. 13: Příklad sběru dat



Zdroj: ArcData, 2007; vlastní fotografie

5.3 Metodický postup

Metodický postup lze rozdělit do dvou fází. V první části je popsána metodika sběru dat (viz 5.3.1). Zatímco druhá část je zaměřena na nastavení analýz, které hodnotí strukturu krajiny a její konektivitu (viz 5.3.2–5.3.4). Samotné hodnocení vycházelo ze tří modelů, které byly vytvořeny v programu ArcGIS 10.0 – model fragmentace prostředí, habitatový model a model migračních koridorů.

5.3.1 Monitoring pobytových znaků rysa ostrovida

Monitoring rysa ostrovida na Šumavě v rámci rysích hlídek probíhá podle metodiky Kutal et al. (2010). Na počátku každé zimní sezony je pořádáno víkendové školení nových dobrovolníků, během něhož jsou účastníci proškoleni v identifikaci pobytových znaků rysa ostrovida. Samotné terénní pochůzky jsou vedeny zkušenými stopaři a monitoring je zaměřen převážně na výskyt stop, stopních drah, trusu, stržené kořisti a chlupů. Pokud je nalezena stopa či stopní dráha, je šelma stopována 2 km proti směru pohybu a v případě nálezu trusu, moči či srsti je odebrán vzorek k analýze DNA. Všechny pobytové znaky jsou řádně zdokumentovány (fotografie vždy s měřítkem). Detailnější popis a určení jednotlivých pobytových znaků rysa ostrovida je v práci Kutal et al. (2010). Víkendový monitoring končí zaznamenáním terénní pochůzky do pracovního listu – Záznam z terénní pochůzky (viz Příl. 1). Do dokumentu jsou zapsány především informace o klimatických podmínkách či o stavu podkladu. V případě, že nebyla zaznamenána trasa GPS přístrojem, je tato trasa zakreslena do mapy. Stejný postup je praktikován i v případě nálezu pobytových znaků, kdy se výskyt pobytových znaků zaznamená buď do GPS přístroje, nebo do mapy.

Nalezená data se mohou lišit svou kvalitou, a proto se při jejich hodnocení využívá metodiky SCALP (Molinari-Jobin et al., 2006), která rozlišuje 3 kategorie nálezových dat (viz Tab. 3). Do první kategorie C1 jsou řazena tzv. tvrdá data, která vypovídají o mrtvých či odchycených jedincích. Dále pak do první kategorie spadají fotografie šelmy a vzorky, u kterých byla potvrzena analýzou DNA příslušnost k danému druhu. Druhá kategorie C2 zahrnuje všechny informace o stržených zvířatech, stopách a trusu, které byly zjištěny vyškolenými pracovníky. Takto získaná data se považují za tzv. objektivní data. Do kategorie třetí C3 spadají všechny záznamy, které nelze ověřit, a byly zaznamenány širokou veřejností. Kutal et al. (2010) klasifikují ještě čtvrtou skupinu dat, do které se řadí nedostatečná data, která jsou většinou nezřetelně a neprůkazně zdokumentována.

Tab. 3: Klasifikace nálezových dat (upraveno dle Molinari-Jobin et al., 2006 a Kutal et al., 2010)

Kategorie	Název	Klasifikační kritéria	Pořízení záznamu
C1	tvrdá data	mrtvá těla zvířat chycení/znovuvypuštění jedinci fotografie zvířete vzorky trusu, moči, srsti	zkušený odborník
C2	objektivní data	kořist fotografie stop či stopních drah fotografie trusu zvukový záznam, hlasového projevu	zkušený odborník
C3	subjektivní data	data C1–C2 získaná veřejností nezdokumentované pobytové znaky získané odborníky	veřejnost
C4	nedostatečná data	nezřetelné a neprůkazné fotografie nezřetelné nebo neprůkazné nahrávky hlasových projevů nejednoznačné vzorky trusu, moči, srsti nezdokumentované pobytové znaky získané veřejností	kdokoliv

5.3.2 Analýza míry fragmentace zájmového území

Z uvedených metod v Kapitole 4 bude k analýze současné míry fragmentace a konektivity krajiny širšího zájmového území použit indikátor efektivní velikosti oka (*Effective Mesh Size* – m_{eff}) (Jaeger, 2000), který je upraven podle Moser et al. (2007), tak aby bylo zamezeno případné tvorbě tzv. hraničního problému. Ten vzniká např. u administrativních jednotek, které jsou hodnoceny jako migrační bariéra. Míra fragmentace se hodnotí podle připravené vrstvy tzv. fragmentační geometrie, která obsahuje antropogenní tvary (sídla a silnice). Model fragmentace krajiny připravili Romportl & Zýka (in prep.) pro pole pravidelné sítě a výsledné hodnoty znázorňují plochu nefragmentované krajiny, která se nachází mezi dvěma náhodně umístěnými objekty v jednom poli 500 * 500 m. Takto získané hodnoty jsou rozděleny do šesti intervalů a každý interval vyjadřuje procentuální zastoupení nefragmentované plochy v rámci jednoho sčítacího čtverce (v tomto případě 500 * 500 m). K vyhodnocení modelu fragmentace byla využita databáze ArcData (2007) a Google Maps (2014).

5.3.3 Vyhodnocení habitatového modelu

Všechny soubory poskytnutých nálezových dat představují pouze reálná nálezová data, a proto byla zvolena analýza ENFA (Hirzel et al., 2002), která byla hodnocena pomocí softwaru BIOMAPPER. Habitatový model byl vytvořen Romportl et al. (2010), přičemž do modelu vstupovaly soubory dat popsanych v podkapitole 5.2. Habitatový model je vyjádřen *habitat suitability index* (HSI) a výsledné hodnoty jsou interpretovány pomocí metodiky Beier et al. (2006) (viz Tab. 4). V prvním kroku analýzy je hodnoceno a porovnáváno prostorové rozmístění oblastí s kvalitním i zcela nevhodným habitatem,

přičemž analýza je založena na habitatovém modelu (HSI) a datových vrstev ArcData (2007) a na informacích z Google Maps (2014).

Tab. 4: Interpretace vhodnosti habitatu (upraveno dle Beier et al., 2006)

Kategorie	Hodnota [%]	Vhodnost habitatu	Aktivity
1	méně jak 1	zcela nevhodný	minimální
2	1–25	nejméně využívaný	všechny aktivity kromě rozmnožování
3	26–50	příležitostně využívaný	nízká pravděpodobnost rozmnožování
4	51–75	méně optimální, ale využívaný	úspěšné rozmnožování
5	více jak 75	optimální	nejvyšší míra přežití a reprodukčního úspěchu

Nezbytnou analýzou je i vyhodnocení procentuálního zastoupení vhodnosti habitatu v rámci domovských okrsků rysa ostrovida. K analýze je využito dat deseti telemetricky sledovaných rysů a tato data byla pořízena pracovníky CHKO a NP ŠUMAVA (Bufka, 2010). Domovské okrsky byly vytvořeny metodou Minimum Convex Polygon (MCP) v rámci bakalářské práce Sladová (2011) a v rámci každého z nich je vypočítáno zastoupení pěti typů habitatu. Výsledné hodnoty jsou využity k nastavení parametrů při modelování koridorů (viz 5.3.4.1)

V České republice je v současnosti systém ÚSES hlavním legislativním nástrojem zajišťujícím průchodnost krajiny. Z tohoto důvodu je posuzována konektivita mezi oblastmi s vhodným habitatem na základě nadregionálních koridorů a biocenter. S ohledem na velké prostorové nároky šelmy do analýzy vstupují jen tyto nadregionální prvky. K posouzení vhodnosti spojení a identifikování migračních bariér v rámci nadregionálních koridorů a biocenter je využita databáze ArcData (2007) s podkladovou vrstvou silnic – dálnice, rychlostní silnice a silnice I. třídy a vrstva s krajinným pokryvem CORINE Land Cover 2006 (EEA, 2009).

5.3.4 Tvorba migračních koridorů

Tvorba migračních koridorů vychází z metodiky Majka et al. (2007) a Schadt et al. (2002a) a nastavení jednotlivých parametrů je založeno na současných poznatcích o biologii a etologii rysa ostrovida. V první fázi tvorby migračních koridorů je poupraven habitatový model tak, aby vznikly ohraničené plošky, ve kterých je nejkvalitnější typ habitatu. Takto vymezené plošky se ve druhé fázi spojí pomocí analýzy nejmenších cestovních nákladů (*least cost path analysis*). Finální fáze se zabývá samotným vyhodnocením potenciálních koridorů a případným doporučením na realizaci zmírňujících opatření tak, aby byla navýšena prostupnost krajiny pro tuto šelmu.

5.3.4.1 Modifikování habitatového modelu

Habitatový model je překlasifikován pomocí nástrojů Corridor Designer v programu ArcGIS 10.0 tak, aby vznikla mapa tzv. potenciálních habitatových plošek. Habitatová ploška je charakterizována jako shluk pixelů, které jsou „dostatečně vhodné, dostatečně velké a v těsné blízkosti“. Takto nadefinovaná ploška disponuje zdroji, které jsou nezbytné k dlouhodobému přežití zájmového druhu (Majka et al., 2007). Na základě prostorových a habitatových nároků rysa ostrovida jsou stanoveny následující parametry, které vstupují do modelu:

- **Limitní hodnota kvality habitatu** (*habitat patch quality threshold*) je nastavena na hodnotu 50, tak aby do modelu vstupovaly jen oblasti, které svou kvalitou prostředí umožňují reprodukci druhu.

- **Jádrová ploška** (*core area*) je v každé studii chápána odlišně. Například Schadt et al. (2002a) pracovali s jádrovou ploškou o velikosti 30 km² a tato ploška vyjadřovala nefragmentovaný lesní celek, zatímco Schadt et al. (2002b) využili v analýze plošku o velikosti 80 km². V případě této práce je nastavena jádrová ploška na hodnotu 60 km² a tato hodnota se blíží velikosti plošky (69 km²), s kterou pracovali ve studii Huck et al. (2010).

- **Minimální velikost plošky hostící jeden rozmnožující se pár** (*minimum breeding patch size*) je stanovena na základě domovského okrsku rysa ostrovida na Šumavě. Z prostorových nároků šelmy vyplývá, že samec na svém území toleruje 2–3 samice, a proto je zvolena průměrná velikost domovského okrsku samce, jako minimální velikost „breeding patch habitat“. Průměrná velikost teritoria samce je vypočítána z telemetrických dat osmi rysů pomocí metody MCP (Bufka, 2010, Sladová, 2011). Takto zjištěná rozloha 274 km² je snížena na hodnotu 200 km², protože na základě analýzy procentuálního zastoupení vhodnosti habitatu v rámci domovských okrsků šelmy, bylo zjištěno, že teritorium rysa je tvořeno pouze ze 76 % dvěma nejkvalitnějšími kategoriemi habitatu (HSI > 50).

5.3.4.2 Vymezení koridorů

Pomocí nástrojů Corridor Designer je z překlasifikovaného habitatového modelu vytvořena mapa koridorů ve třech po sobě jdoucích krocích – definování „cestovních nákladů“, určení počátečního a koncového bodu, kalkulace efektivní vzdálenosti pro každý pixel. U funkce *Create corridor model*, která je použita k modelaci koridorů, jsou nastaveny stejné parametry jako při tvorbě plošek – limit kvality habitatu, jádrová ploška a minimální velikost plošky hostící jeden rozmnožující se pár.

A) Vyjádření rezistence zájmového území

K vytvoření mapy rezistence pixelů („náklady na cestování skrz jeden pixel“) je použita analýza „cesty nejmenších nákladů“. Nástroj vyčíslí tzv. cestovní náklady při migraci,

které se mohou lišit v závislosti na typu habitatu (hustota sídel a silniční síť, nevhodný typ habitatu atd.). Každému habitatovému typu je tedy přiřazen tzv. cestovní náklad v souladu s požadavky disperzních rysů. Cestovní náklady neboli rezistence, jsou počítány automaticky nástrojem Corridor Designer pro každou buňku (pixel) v zájmovém území na základě matematického vztahu:

$$\text{rezistence (cestovní náklady)} = 100 - \text{vhodnost pixelu}$$

Kde 100 vyjadřuje maximální vhodnost habitatu. Míra rezistence (výše cestovních nákladů) narůstá v místech, kde je vyšší pravděpodobnost úmrtí a kde jsou vysoké energetické náklady na migraci. Zatímco vysoká míra „propustnosti“ krajiny je v místech s dostatkem potravy a vhodného biotopu. Výsledná mapa rezistence území je tedy „převrácený model“ mapy vhodného habitatu, protože nejvhodnější typ habitatu (hodnota 100) má nejnížší rezistenci (hodnota 1). Analýza nejnížších cestovních nákladů vyhodnotí nejlepší řešení koridoru v rámci zájmového území, i když nejlepší možné řešení neznamena vždy dostatečně dobré východisko pro studovaný druh (Majka et al., 2007). Modelování napomáhá určit i možné alternativní způsoby a je jen na nás, abychom zhodnotili a rozhodli o vhodnosti nabízených řešení.

B) Definování počátku a konce koridoru

Počátek a konec koridoru může být nadefinován třemi způsoby. Prvním z nich je, že počátek a konec koridoru představuje bod (pixel). Při druhém způsobu vymezení představuje lineární okraj konec a počátek spojení (Majka et al., 2007). V této práci je použit přístup, v rámci kterého je počáteční a koncový bod stanoven jako ploška, přesněji řečeno jako jádrové plošky a plošky, které umožní dlouhodobý výskyt jednoho rozmnožujícího se páru (*breeding patch*). Výsledný koridor pak propojí dvě různé takto nadefinované plošky.

C) Kalkulování efektivní vzdálenosti každého pixelu

V tomto kroku je vyobrazena tzv. mapa efektivní vzdálenosti. Ta je vyjádřena kontinuálními pruhy „propustných pixelů“, přičemž pruhy byly vytvořeny na základě spojení pixelů s nejnížší rezistencí. Výsledkem je jedenáct pásem lišících se svou šířkou a mírou rezistence. Nejužší a tedy nejvhodnější spojení má nejnížší rezistenci, zatímco nejširší pruh má nejvyšší rezistenci v rámci koridoru. K dalším analýzám bylo vybráno tzv. spojení 2 (*slice 2*), avšak pro názornost modelování je v analýze zhodnocení a vybrání správné šířky koridoru počítáno i se spojeními 1, 3 a 4 (*slice 1, 3 a 4*) (viz Příl. 21).

5.3.4.3 Vyhodnocení koridorů

Předešlé analýzy vytvořily spojení, v rámci něhož budou nejnížší náklady na migraci. Aby bylo možné popsat vnitřní prostředí každého koridoru, jsou použity hodnotící nástroje

Corridor Designer: 1) zastoupení typu habitatu a tříd krajinného pokryvu 2) statistika prostorových parametrů a 3) stanovení meziploškových vzdáleností, které druh musí překročit mezi dvěma lokalitami s vhodným habitatem ($HSI > 50 \%$) (Majka et al., 2007). Dále je rozpoznána liniová dopravní infrastruktura, která zasahuje do koridorů. Pomocí intenzity dopravy jsou vybrány úseky, u kterých dosahuje intenzita provozu v průměru 10 000 aut/24 hodin. Tam, kde se střetne migrační koridor s takto vybraným úsekem, vznikne kritické místo. Hodnota 10 000 aut/24 hodin je vybrána z toho důvodu, že ve statistikách Ředitelství silnic a dálnic je touto hodnotou oddělena skupina nejméně intenzivněji využívaných dopravních komunikací (ŘSD, 2014). Kromě toho byl limit 10 000 aut/24 hodin použit například ve studii Klar et al. (2012) jako mezní hodnota pro migraci kočky divoké v Německu. Bohužel jsou kritická místa identifikována jen pro území České republiky, za území Německa a Rakouska nebyla nalezena statistika vypovídající o intenzitě dopravy na jednotlivých komunikacích.

Na závěr byla použita multikriteriální analýza tak, aby byla porovnána konektivita potenciálních migračních koridorů. Kritéria hodnocení jsou – délka koridoru, průměrná šířka koridoru, habitat, lesnatost, dopravní komunikace, meziploškové vzdálenosti. Pro upřesnění, jak jsou jednotlivá kritéria obodována, slouží Tab. 5. U kritéria habitat vstupují do analýzy jen třídy s nevhodnějším typem habitatu ($HSI > 50 \%$), s tím že se hodnotí procentuální zastoupení těchto dvou tříd v rámci každého koridoru. Lesnatost je počítána jako procentuální zastoupení tříd lesnatých, jehličnatých a smíšených lesů v rámci jednotlivých koridorů. Body u jednotlivých kritérií byly nastaveny podle dosažených výsledků, informací z rešeršní části práce (viz Kapitola 3), ale také podle multikriteriálních analýz ve studiích Schadt et al. (2002a), Huck et al. (2010), Klar et al. (2012), Niedziałkowska et al. (2006) a May et al. (2008).

Tab. 5: Multikriteriální analýza (vlastní nastavení)

Kritéria	Body			
	0	1	2	3
Délka koridoru	< 15 km	< 50 km	< 100 km	> 100 km
Průměrná šířka koridoru	> 3 km	< 3 km	X	X
Habitat	> 80 %	< 80 %	X	X
Lesnatost	> 70 %	< 70 %	X	X
Meziplošková vzdálenost	< 500 m	< 1 km	< 2 km	> 2 km
Dopravní komunikace	X	silnice II. třídy, železnice	silnice I. třídy	dálnice, rychlostní komunikace

Kapitola 6

VÝSLEDKY

6.1 Zhodnocení lokality Na Skalce

Během více než ročního pozorování (duben 2013–srpen 2014) byla pomocí fotopasti pravidelně monitorována přítomnost šelmy v lokalitě Na Skalce (Libínská hornatina) (viz Příl. 4). V tomto období bylo pořízeno celkem 18 záznamů rysa v různé kvalitě (viz Příl. 6). Podle Mináriková (in verb. 2014) ze dne 16. 4. 2014 byly na základě skvrnitosti srsti identifikováni 2–3 jedinci, kteří se pohybovali v této oblasti. Šelma byla fotopastí zachycena převážně v ranních (5:00–9:00) a večerních (18:00–21:00) hodinách, výjimku tvoří záznam ze dne 20. 4. 2014, kdy byl rys vyfocen v 15:02 (viz Tab. 6).

Tab. 6: Záznamy z fotopasti

ID	Datum	Den	Čas	Teplota [°C]
1	1. 5. 2013	středa	8:57	7
2	1. 5. 2013	středa	9:00	7
3	25. 5. 2013	sobota	20:32	5
4	25. 5. 2013	sobota	20:32	5
5	27. 5. 2013	pondělí	6:17	3
6	27. 5. 2013	pondělí	19:21	6
7	27. 5. 2013	pondělí	19:22	6
8	27. 5. 2013	pondělí	19:22	6
9	22. 7. 2013	pondělí	5:46	24
10	22. 7. 2013	pondělí	5:46	24
11	28. 9. 2013	sobota	6:54	4
12	3. 11. 2013	neděle	7:25	8
13	3. 11. 2013	neděle	7:25	8
14	3. 11. 2013	neděle	7:25	8
15	30. 12. 2013	pondělí	18:22	0
16	30. 12. 2013	pondělí	18:22	0
17	30. 12. 2013	pondělí	18:23	0
18	20. 4. 2014	neděle	15:02	10

Zdroj: vlastní zpracování

Zajímavým zjištěním je, že i přes pravidelný pohyb lidí v oblasti Libínské hornatiny, se šelma do studované lokality pravidelně vrací. Samotný Libín (1096 m n.m.) je významným turistickým cílem, nejen že se na vrcholu nachází rozhledna, ale také je zde provozován Lanový park Libín. V oblasti se nachází řada turistických tras, které jsou v létě využívány cyklisty a turisty, a naopak v zimě jsou turistické trasy upravovány pro běžkaře. Při detailnějším zhodnocení míry antropogenního tlaku v lokalitě Na Skalce vycházela studie

ze záznamů z fotopasti a webového portálu Geocaching.cz (Geocaching, 2014). Ve vzdálenosti 150 m od vrcholu Na Skalce je umístěna „keška“ ve skalním výchozu tzv. Jodlova kamene. Záznamy z aplikace Geocaching ukazují, že kešku navštíví o víkendu někdy i 9 skupin (viz Příl. 8). Na webovém portálu není vždy uvedeno, kolik osob skupina zahrnuje, a proto zde skupina vyjadřuje pouze orientační jednotku pro posouzení turistiky v oblasti. V období duben 2013–červenec 2014 bylo zaznamenáno celkem 124 skupin, které se dostavily k Jodlovu kameni. Z toho většina skupin (81) sem zavítala o víkendu (pátek–neděle) a převážná část návštěv (52) byla uskutečněna v letních měsících (červen–srpen). Tato pozorování jsou podložena i záznamy z nainstalovaných fotopastí, kdy se lidé v oblasti pohybovali nejčastěji v letních měsících, zvláště o víkendu. Lokalita Na Skalce je oblíbená nejen mezi turisty, ale skály jsou často vyhledávány tzv. boulderisty (sportovní lezení bez jištění). Ve skalách Na Skalce i u Jodlova kamene byla potvrzena přítomnost domácích zvířat (psi) (viz Příl. 7).

6.2 Míra fragmentace zájmového území

Na první pohled je patrné, že většina zájmového území je minimálně fragmentovaná v porovnání s běžnou krajinou střední Evropy (viz Příl. 9). Výjimku tvoří velká města (České Budějovice, Strakonice, Písek, Příbram, Kladno, Plzeň, Plauen, Hof) a jejich bezprostřední okolí, kde je zaznamenána největší míra fragmentace. Obecně lze říci, že se míra fragmentace krajiny navyšuje ve směru státní hranice – vnitrozemí. Tento trend platí jak na českém území, tak v Bavorsku a Rakousku, a přitom je zjevné, že zahraniční území je více fragmentované než to české.

Za velmi hodnotné území s minimální mírou fragmentace lze považovat všechny pohraniční hory (Krušné hory, Český les, Šumava, Novohradské hory) a vojenské újezdy (Boletice, Brdy, Hradiště). Minimální fragmentace krajiny byla zaznamenána i v oblastech jako je Křivoklátsko, Slavkovský les a částečně i Třeboňsko. Území výše zmíněných lesnatých celků jsou většinou chráněna některým velkoplošným chráněným územím (NP, CHKO, soustava NATURA 2000). Územní ochrana přírody napomáhá v těchto částech studovaného území ke zmírnění antropogenního tlaku, i když tento závěr může být sporný, především z důvodu navyšování významu cestovního ruchu v přírodních a přírodě blízkých oblastech.

V částech zájmového území, které jsou relativně nefragmentované, vystupují malé plošky, u nichž je patrná výrazná míra fragmentace. Tyto plošky většinou představují koncentraci větších sídel. Z Příl. 9 je patrné, že většina oblastí s podobnou mírou fragmentace je oddělena hlavními dopravními liniemi (dálnice, rychlostní silnice a silnice I. třídy), což je způsobeno nastavením vrstev ve fragmentační geometrii. Pokud by byly použity jiné vstupní vrstvy pro fragmentační geometrii, tak by byl výsledek

míry fragmentace v zájmovém území trochu odlišný. Například při použití silnic i II. třídy by se v některých částech území navýšila míra fragmentace (viz Příl. 10).

6.3 Habitatový model

6.3.1 Vyhodnocení habitatového modelu

Výsledný habitatový model představuje rastr, ve kterém jsou určeny potenciálně vhodné a zcela nevhodné oblasti k výskytu rysa ostrovida. Procentuální vhodnost habitatu dle požadavků šelmy je počítána pomocí indexu HSI (tzv. *habitat suitability index*). Škála 1–100 % je rozdělena do pěti kategorií, přičemž pátá, zeleně zbarvená kategorie, je nejvhodnější typ habitatu. Naproti tomu první kategorie, červeně vyjádřená, znázorňuje nejméně vhodné podmínky k výskytu šelmy (viz Tab. 4 a Příl. 11).

Nejoptimálnější habitat koreluje s krajinnou třídou lesů, nízkým porostem v lese a v menší míře i s loukami a pastvinami (viz Příl. 11, 15). Podobně jako u modelu fragmentace se nejvhodnější oblasti nacházejí v těsné blízkosti po obou stranách státních hranic na území lesnatých celků Českého lesa, Šumavy a Novohradských hor. Na Novohradské hory navazuje oblast kvalitního habitatu v Mühlviertlu v Rakousku. Z výše uvedených pohoří je nejrozsáhlejší plocha vhodného habitatu na území Šumavy a Šumavského podhůří, přičemž velmi kvalitní habitat zasahuje až do vojenského újezdu Boletice a Blanského lesa. Optimální habitat se nachází i ve vnitrozemí, avšak tyto lokality jsou izolované od jádrové oblasti trvalého výskytu rysa ostrovida. Oblast Krušných hor, Smrčín, Křivoklátska a Slavkovského lesa představují dostatečně velké a zároveň minimálně fragmentované lesnaté celky, ve kterých by se mohla šelma vyskytovat. Velmi kvalitní habitat je i v Brdské vrchovině, především vojenský újezd Brdy nabízí kontinuální, nefragmentované lesní celky vhodné k trvalému výskytu šelmy. Významnou oblastí s velmi kvalitním habitatem jsou i Doupovské hory s vojenským újezdem Hradiště, který stejně jako vojenské újezdy Boletice a Brdy není rozčleněn hlavní dopravní infrastrukturou (dálnice, rychlostní silnice a silnice I. a II. třídy) (viz Příl. 10, 14). V zájmovém území se vyskytují i další hodnotné celky přírodního prostředí, nicméně jedná se spíše o ostrůvkovité lokality. Ty by svou velikostí umožňovaly výskyt pouze minimálnímu počtu jedinců a subpopulace v těchto oblastech by byly izolované od okolních jádrových populací. Tyto oblasti však mohou představovat tzv. nášlapné kameny, které by zvýšily pravděpodobnost migrace v jinak zcela nevhodném prostředí. Mezi takovéto oblasti patří například ptačí oblasti Údolí Vltavy a Otavy a Hlubocké obory, nebo přírodní parky Písecké hory, Třemšín, Brdy, Manětínská, Horní Střela, Radeč a Trhoň. Kvalitní habitat se nachází i v Ptačí oblasti a CHKO Třeboňsko.

V zájmovém území se objevují i oblasti se zcela nepříjemnými podmínkami pro výskyt rysa ostrovida (viz Příl. 14). Obecně lze říci, že nejméně vhodný habitat koreluje s antropogenně podmíněnými tvary krajiny (sídla, dopravní infrastruktura) a s jeho blízkým

okolím. Při interpretaci habitatového modelu není opomenut ani nevhodný typ habitatu, kterým pro rysa může být orná půda, sady, těžební oblasti, rašeliniště atd. Významná koncentrace méně kvalitního habitatu se nachází v Chebské a Sokolovské pánvi. V této oblasti je kumulováno hned několik pro šelmu zcela nevhodných faktorů prostředí. Oblast Chebsko-sokolovské pánve je vysoce urbanizovaná a poznamenána dlouhodobou těžební činností, která způsobila mimo jiné značné odlesnění této oblasti. Dále je zde poměrně vysoká hustota zalidnění 106 obyv./km² (ČSÚ, 2014) a územím procházejí významné komunikace R/6, E/48, E/49, I/64, I/21 (viz Tab. 7).

Tab. 7: Liniové migrační bariéry oddělující plochy s kvalitním habitatem

Označení silnice	Směr	Oddělené plochy vhodného habitatu
D5	Nürnberg–Plzeň	Český les/Český les
D5	Plzeň–Praha	Brdy/Křivoklátsko
E/48	Karlovy Vary–Praha	Slavkovský les/Doupovské hory
E/49	Karlovy Vary–Plzeň	Slavkovský les/Doupovské hory
E/49	České Budějovice–Halámky	Třeboňsko/Třeboňsko
E/55	České Budějovice–Dolní Dvořiště	Šumava/Novohradské hory
E/551	Třeboň–Jindřichův Hradec	Třeboňsko/Třeboňsko
I/39	Vimperk–Český Krumlov	Šumava/Boletice
I/34	České Budějovice–Třeboň	Třeboňsko/Šumava
I/27	Plzeň–Železná Ruda	Šumava/Šumava
I/26	Plzeň–Folmava	Český les/Šumava
I/21	Cheb–Mariánské lázně	Český les/Slavkovský les
I/4	Strakonice–Strážný	Šumava/Šumava
I/3	České Budějovice–Veselí n. Lužnicí	Třeboňsko/Brdy
A93	Hof–Selb	Smrčiny/Smrčiny
38	Freistadt–Karlstift	Novohradské hory/Novohradské hory
20	Cham–Folmava	Český les/Šumava

Zdroj: ArcData, 2007; Google Maps, 2014; vlastní zpracování

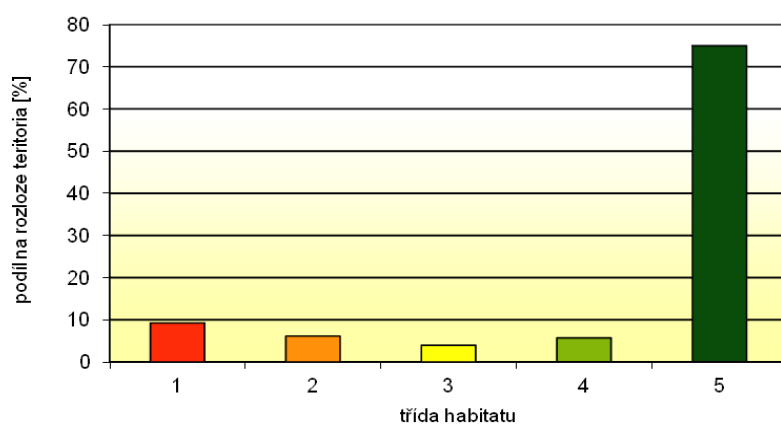
Zcela nevyhovující habitat se nachází v samotné Plzni a jejím okolí. Tato oblast je fragmentována významnými silničními tahy (D5, E/49, E/53, I/26, I/27, I/19) a čtyřmi elektrizovanými železnicemi, které směřují soustředně do krajského města. Vyjma toho se v okolí Plzně nachází řada typů pro rysa nevhodného habitatu – orná půda, sady, louky a pastviny. Rozlehlé plochy orné půdy jsou i v oblasti Rakovnické a Plaské pahorkatiny v bezprostřední blízkosti města Rakovník, nebo v Hořovické pahorkatině u Berouna. Další centrum zcela nevhodného habitatu se nachází v Benešovské pahorkatině, především v její západní části. Na okraji pahorkatiny se nachází město Příbram a několik hlavních dopravních tahů. Mezi ty nejvýznamnější patří rychlostní silnice R4 a silnice I. třídy – I/18, I/19. V jižní části zájmového území jsou méně kvalitní environmentální podmínky

koncentrovány převážně do dvou oblastí: 1) částečně do Třeboňské pánve a Táborské pahorkatiny a 2) do Českobudějovické pánve. V oblasti Třeboňské pánve je nevhodný habitat soustředěn převážně do severní a západní části, zatímco v Táborské pahorkatině jsou více či méně nepříznivé podmínky prostředí pro výskyt šelmy rozmístěny po celém území. Centrální část Táborské pahorkatiny je minimálně fragmentovaná hlavními dopravními stavbami (D3, I/29, jedna elektrizovaná železnice) ve srovnání s výše uvedeným severozápadem Třeboňska, kudy prochází silnice E/551, I/24, I/3 a E/49. Táborská pahorkatina je však daleko více pokryta ornou půdou ve srovnání s Třeboňskou pánví. Výjimku tvoří severní část (Údolí Vltavy a Otavy), která byla již dříve zmíněna jako lokalita s velmi kvalitním habitatem. Oblast Českobudějovické pánve s městy České Budějovice, Písek a Strakonice patří k nejméně příhodné oblasti pro trvalý výskyt rysa v jižních Čechách. Do této oblasti je akumulováno několik migračních bariér mimo jiné elektrizovaná železnice a hlavní silniční tahy – R4, E/49, E/551, E/55, I/29. V Českobudějovické pánvi je kromě toho významná koncentrace orné půdy, sadů, zahrad a vodních ploch. Na území Rakouska a Bavorska koreluje nevhodný typ habitatu převážně s dopravní infrastrukturou. Ve směru severozápad–jihovýchod se jedná především o silnice E/49, A 93, A 72, E/48, A 6, silnice 22, 20, 85, E/53, E/56, silnice 38, E/55 a silnice 41, 30 (viz Příl. 14, 15).

6.3.2 Zastoupení jednotlivých tříd habitatu v rámci domovských okrsků

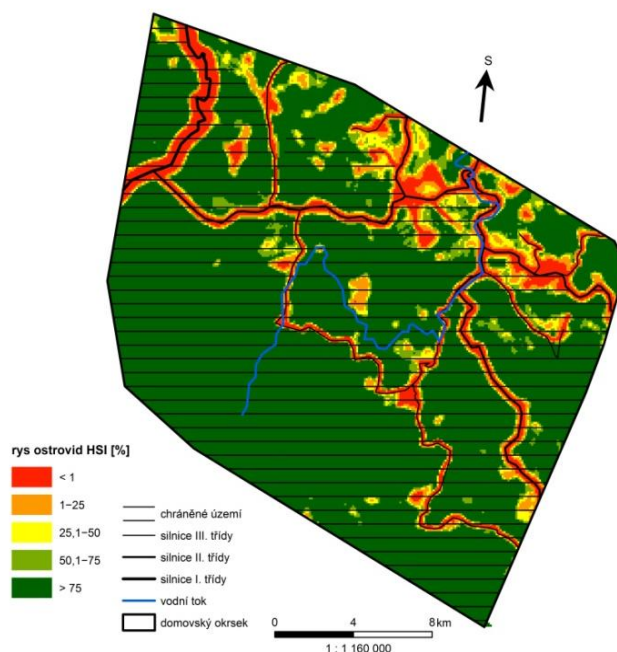
Na příkladu čtyř rysů – Bert, Eda, Milka a Anděla – je podrobněji hodnoceno zastoupení typu habitatu v rámci domovských okrsků šelmy. Pro představu jsou znázorněny jejich domovské okrsky (viz Obr. 14, 15, 16, 17), přičemž poloha jednotlivých okrsků v rámci zájmového území je zobrazena v Příl. 12. U domovského okrsku Berta a Edy je patrný značný rozdíl mezi zastoupením jednotlivých typů habitatu (Obr. 14, 15 a Graf 2, 3).

Graf 2: Zastoupení typů habitatu v rámci domovského okrsku Berta



Zdroj: Bufka, 2010; Sladová, 2011; vlastní zpracování

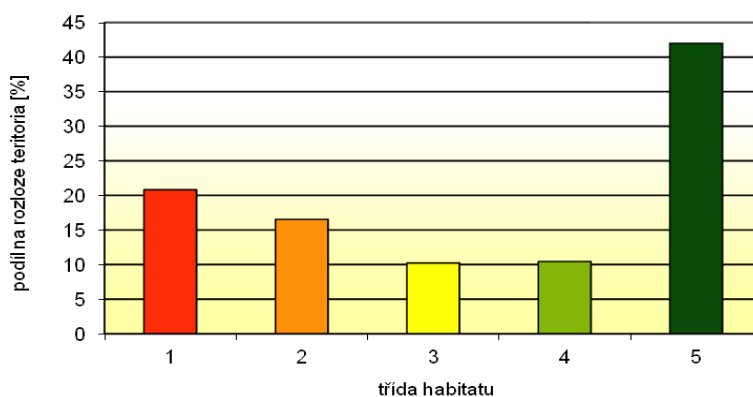
Obr. 14: Domovský okrsek Berta



Zdroj: ArcData, 2007; Bufka, 2010; Sladová, 2011; vlastní zpracování

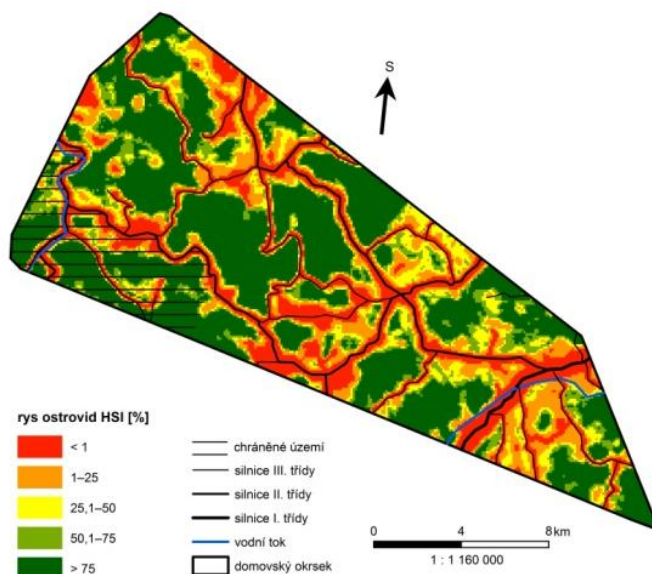
Bert je rezidentní samec, který má v rámci svého teritoria větší procentuální zastoupení kvalitnějšího typu habitatu (4. a 5. třída habitatu > 83 %) než tomu je u subadultního rysa Edy (4. a 5. třída habitatu > 52 %) (viz Příl. 13). Převážná část teritoria Berta se nachází v NP a CHKO Šumava a právě do těchto chráněných oblastí zasahuje minimální množství dopravní infrastruktury. Naproti tomu Eda má svůj domovský okrsek situován většinou vně chráněného území, kde je patrná i větší četnost dopravních komunikací. V rámci teritorií Berta a Edy se nacházejí i vodní toky, avšak v této oblasti nedosahují řeky značných rozměrů, a proto nejsou považovány za migrační bariéru. Nejméně vhodný typ habitatu (1. třída) se vyskytuje daleko častěji v rámci teritoria Edy (20,81 %) ve srovnání s domovským okrskem Berta (9,25 %).

Graf 3: Zastoupení typů habitatu v rámci domovského okrsku Edy



Zdroj: Bufka, 2010; Sladová, 2011; vlastní zpracování

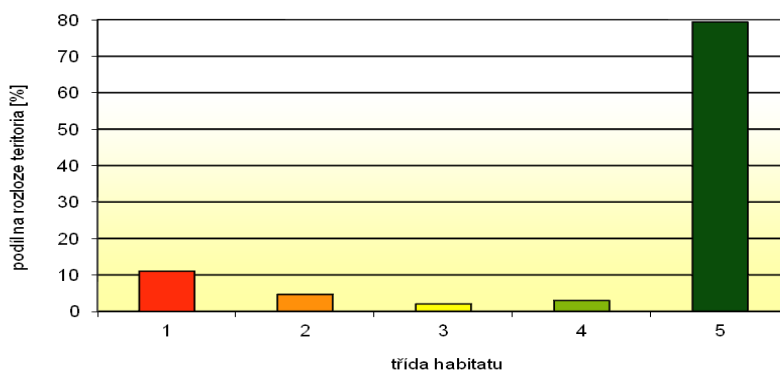
Obr. 15: Domovský okrsek Edy



Zdroj: ArcData, 2007; Bufka, 2010; Sladová, 2011; vlastní zpracování

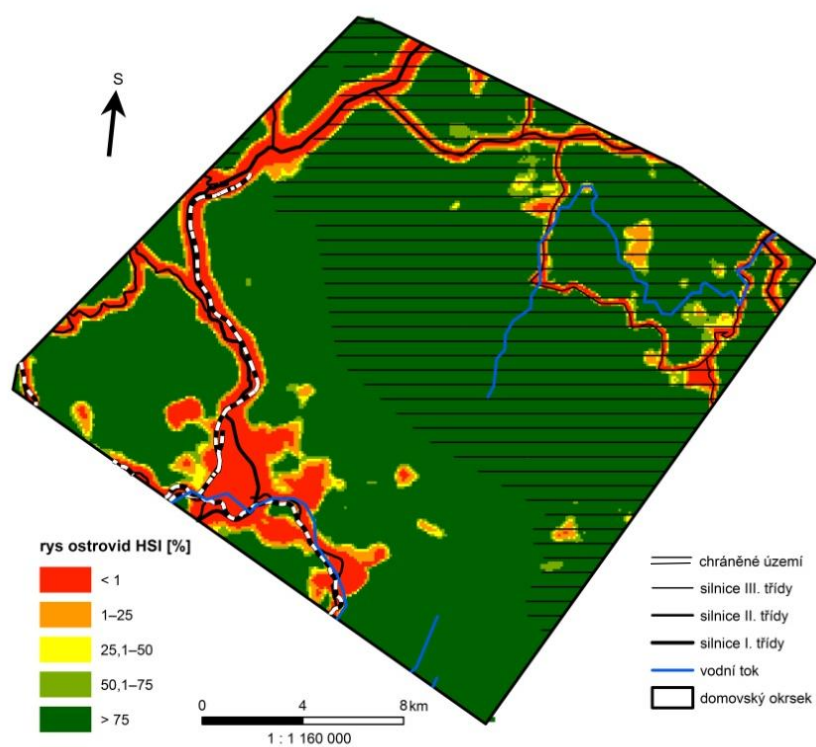
Pokud zahrneme do analýzy i dalších šest samců, výsledek bude podobný jako u výše zmíněného Berta a Edy (viz Příl. 13). U rezidentních jedinců je zastoupení nej kvalitnějšího typu habitatu v daleko vyšší míře, než tomu je u subadultních rysů. Stejně závěry dostaneme i v případě, že srovnáme nejméně kvalitní typ habitatu (1. třída), který se u rezidentních samců vyskytuje jen v malém množství ve srovnání se subadultními jedinci. Zajímavé srovnání přinášejí data o dvou samicích, které podobně jako rezidentní samci upřednostňují nej kvalitnější typy habitatu (viz Obr. 16, 17). V rámci domovských okrsků samic jsou dvě nej kvalitnější třídy habitatu zastoupeny z více jak 80 %, zatímco nejméně kvalitní habitat (1. třída) představuje jen okolo 10 % z celkové rozlohy domovských okrsků, respektive Anděla 11,2 % a Milka 7,82 % (viz Graf 4, 5). Domovské okrsky samic, stejně jako domovský okrsek rezidentního samce, leží z větší části v chráněném území.

Graf 4: Zastoupení typů habitatu v rámci domovského okrsku Anděly



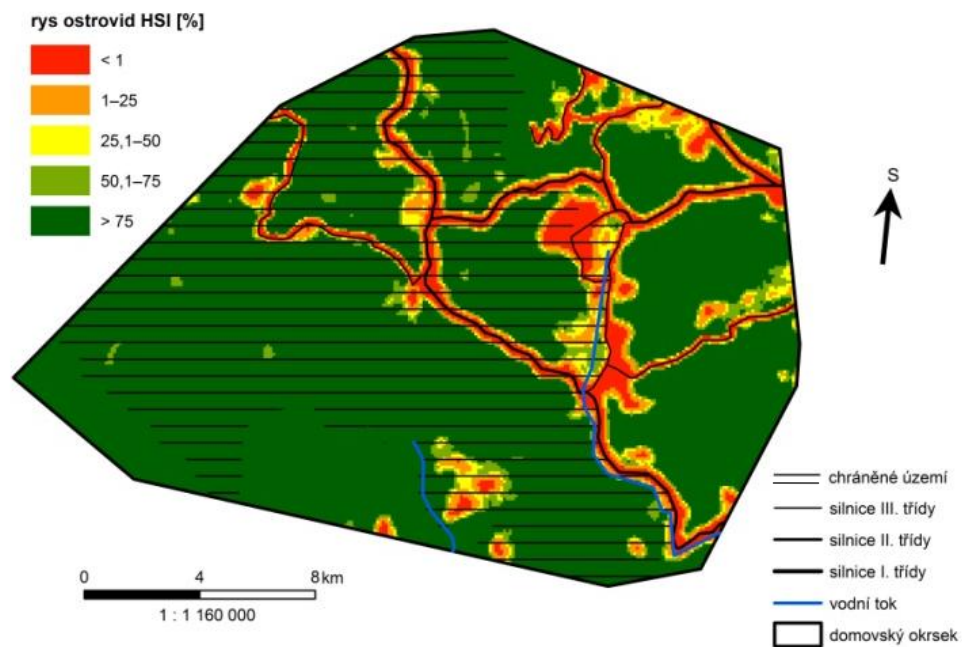
Zdroj: Bufka, 2010; Sladová, 2011; vlastní zpracování

Obr. 16: Domovský okrsek Anděly



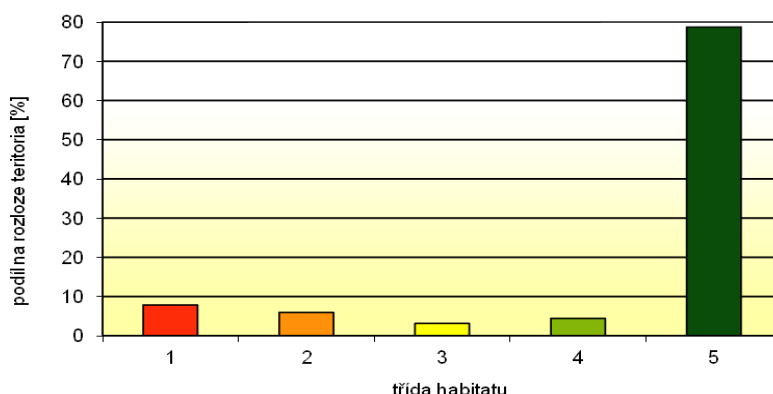
Zdroj: ArcData, 2007; Bufka, 2010; Sladová, 2011; vlastní zpracování

Obr. 17: Domovský okrsek Milky



Zdroj: ArcData, 2007; Bufka, 2010; Sladová, 2011; vlastní zpracování

Graf 5: Zastoupení typů habitatu v rámci domovského okrsku Milky



Zdroj: Bufka, 2010; Sladová, 2011; vlastní zpracování

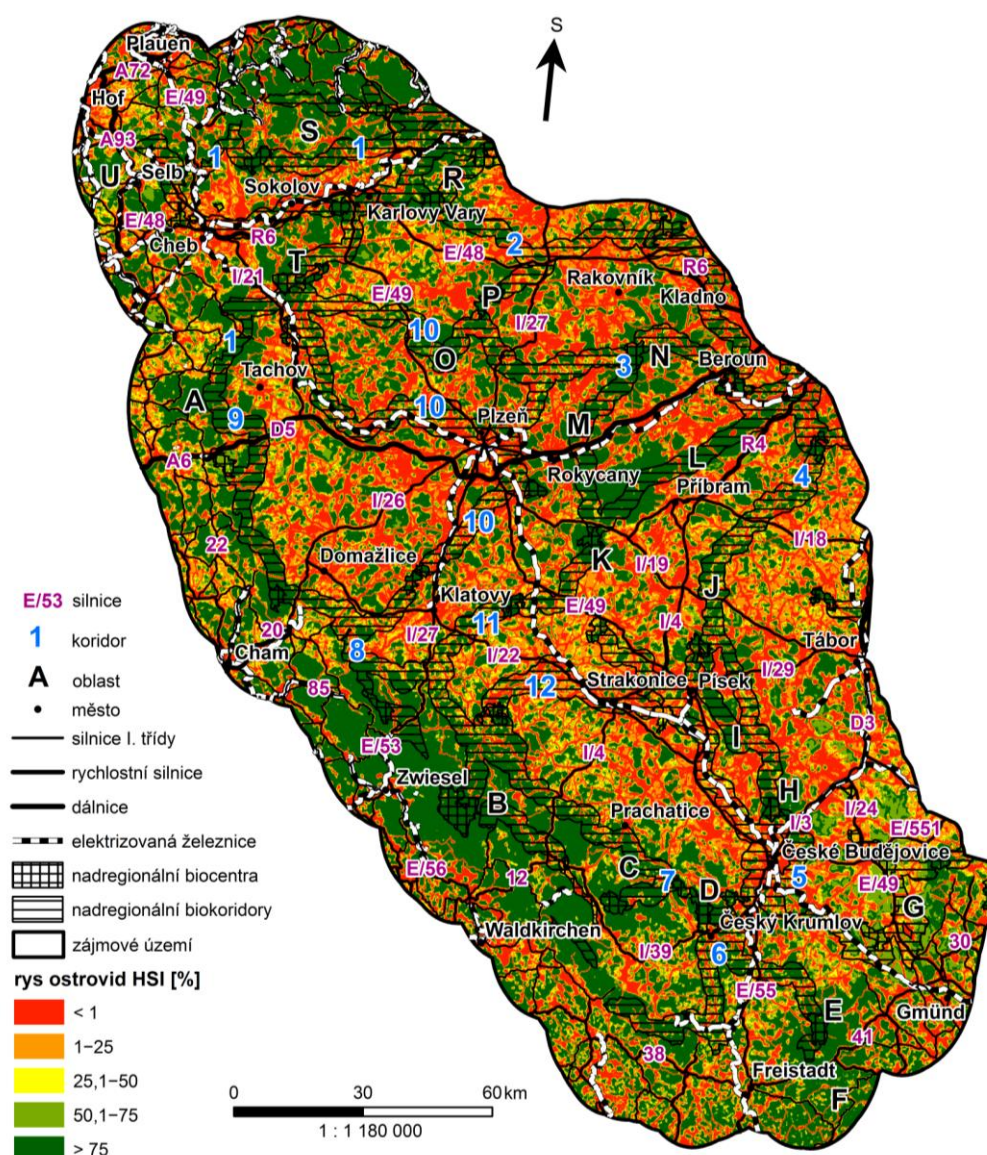
6.3.3 Konektivita krajiny mezi lokalitami s kvalitním habitatem

Územní systém ekologické stability je jediným legislativním nástrojem ochrany přírody a krajiny v České republice, který zajišťuje konektivitu krajiny (Anděl et al., 2010a; Buček, 2012; Pešout & Hošek, 2012). Z tohoto důvodu je pomocí systému ÚSES zhodnocena současná průchodnost krajiny mezi oblastmi s kvalitním habitatem. Do analýzy jsou zahrnuty jen nadregionální prvky ÚSES s tím, že nadregionální biokoridory a biocentra nejsou v dostupné vrstvě na portálu CENIA.cz dále dělena (CENIA, 2014). Ve výsledku to znamená, že ve vstupní vrstvě v programu ArcGIS nejsou rozděleny terestrické a hydričké biokoridory.

Konektivita mezi lokalitami s vhodným habitatem je hodnocena ve směru severozápad–jihovýchod–jihozápad po obvodu zájmového území (viz Obr. 18 a Příl. 14, 15, 16). Prvním příkladem nadregionálního biokoridoru [1] je koridor, který propojuje jak Český les se Slavkovským lesem, tak Slavkovský les se Smrčinami a Doupovskými horami. V prvním případě koridor překonává mezinárodní silnice E/49 a E/48, rychlostní silnici R6 a elektrizovanou železnici u Mariánských lázní a Chebu. V úseku Karlovy Vary–Cheb tvoří železnice a rychlostní silnice R6 dokonce osu koridoru. Nadregionální koridor vedoucí ze Slavkovského lesa do Doupovských hor a dále do Krušných hor či do Smrčin křížuje tři frekventované silnice (E/49, E/48, E/442) a elektrizovanou železnici u Karlových Varů a Ostrova nad Ohří. Oba dva koridory jsou zcela nevhodně umístěny, nejenže překonávají řadu frekventovaných komunikací, ale také jsou situovány v místech s hustou zástavbou. Existuje spojení pomocí nadregionálního koridoru mezi Doupovskými horami a Křivoklátskem [2], avšak migrující jedinec musí překonat řadu překážek. Trasa koridoru je vedena zcela nevyhovujícím habitatem – zástavbou a ornou půdou a kromě toho je koridor několikrát přerušen hlavními dopravními tahy. Mezi ty nejvýznamnější patří D5, R6, E/48 a I/27. Křivoklátsko je také propojeno s Brdy, přičemž koridor [3] vede převážně lesnatými celky, ale překonává dálnici D5 a elektrizovanou železnici u Rokycan. Z Brd existuje spojení

[4] i do ptačí oblasti Údolí Vltavy a Otavy a do přírodního parku Písecké hory, přičemž spojení pokračuje do ptačí oblasti Hlubocké obory a do CHKO Třeboňsko. Tento nadregionální koridor však vede zcela nevhodným prostředím, nejenže překonává města jako je Písek, Strakonice či České Budějovice, ale také vede převážně přes ornou půdu, louky a pastviny. Neméně závažná skutečnost je, že koridor je křížován řadou významných dopravních tras – R4, E/49, E/55, E/551, I/29, I/22, I/18, I/4, I/3. Elektrizovaná železnice dokonce tvoří osu koridoru v úseku Strakonice–Písek–České Budějovice–státní hranice.

Obr. 18: Liniové migrační bariéry v rámci nadregionálních koridorů a biocenter (ÚSES)



Zdroj: ArcData, 2007; CENIA, 2014; Geofabrik, 2014; Google Maps, 2014; vlastní zpracování

Neexistuje přímé spojení mezi Třeboňskem a Novohradskými horami. Tyto dvě oblasti propojuje ne zcela vhodně navržený koridor [5], který vede přes území Českých Budějovic. Koridor prochází hustě urbanizovanou krajinou a oblastmi s velkým zastoupením orné půdy. Kromě toho koridor křižují dva hlavní dopravní tahy E/55 a I/39. Naproti tomu je celkem dobré spojení [6] mezi Novohradskými horami, Blanským lesem a Šumavou. Nadregionální koridor vede převážně přes lesnaté celky, louky či minimální množství ploch s ornou půdou a překonává jen dvě hlavní silnice (E55, I/39) a dvakrát elektrizovanou železnici v těsné blízkosti Kaplice a Rožmberka nad Vltavou. Výborné spojení [7] je mezi Blanským lesem a vojenským újezdem Boletice či mezi Boleticemi a Šumavou. Nadregionální koridor je veden převážně lesnatými celky a je minimálně křižován dopravní infrastrukturou. Koridor překonává jen silnici I/4 u Vimperka a E/53 u obce Běšiny. Propojení [8] mezi Šumavou a Českým lesem vede přes nadregionální koridor, který představuje vhodné spojení mezi těmito dvěma horskými celky. V této oblasti koridor překonává jen silnici I/26 u obce Česká Kubice. Velký problém vyvstal ve spojení jižní části a severní části Českého lesa [9], protože migrace mezi těmito dvěma celky je zcela znemožněna dálnicí D5.

Kromě nadregionálních koridorů a biocenter, které jsou situovány převážně v okrajových částech zájmového území, existují i nadregionální prvky ÚSES, které propojují východní a západní, případně i jižní a severní část studované oblasti. Z Brd existuje spojení pomocí koridoru [10] do Českého lesa a Šumavy a tuto trasu je možné podniknout dvěma způsoby. Buď severozápadním směrem, který se dál větví u Plzně, nebo jihozápadním směrem. V prvním případě by migrující jedinec musel překonat velkou vzdálenost mezi dvěma celky vhodného habitatu a navíc je nadregionální koridor veden skrz hustě urbanizovanou krajinu, s velkým množstvím orné půdy. Nadregionální koridor ve všech třech rozvětvených „ramenech“ křižuje několik hlavních silnic – D5, E/53, E/49, I/27, I/26, I/22, I/21. Elektrizovaná železnice protíná nadregionální koridor v několika místech u Rokycan, Švihova či Mariánských Lázní. Dokonce ve směru Plzeň–Mariánské Lázně tvoří železnice osu nadregionálního koridoru. Ve srovnání s předešlým spojením je nadregionální koridor [11] mezi Brdy a Šumavou o poznání kratší. Koridor je veden skrz vhodnější typy habitatu, jako jsou louky a pastviny, a ve větší míře se zde nacházejí i lesy. Koridor je však podobně jako předchozí příklad protínán řadou liniových migračních bariér, především silnicemi E/53, E/49, I/22, I/19 a elektrizovanou železnici u obce Třebčice. Posledním spojením [12], které poskytují nadregionální koridory, je koridor propojující Šumavu s údolím Vltavy a Otavy. Nadregionální koridor je veden zcela nevhodným prostředím, v kterém převažují plochy s ornou půdou a louky a pastviny. Územím koridoru vede řada dopravních tras, které v některých případech tvoří i jeho osu, příklad silnice I/22

a I/4. Další silnice koridor jen křižují – E/49, I/29, I/19. Do koridoru mezi Horažďovicemi–Strakonice–Pískem vstupuje i elektrizovaná železnice.

6.4 Model migračních koridorů

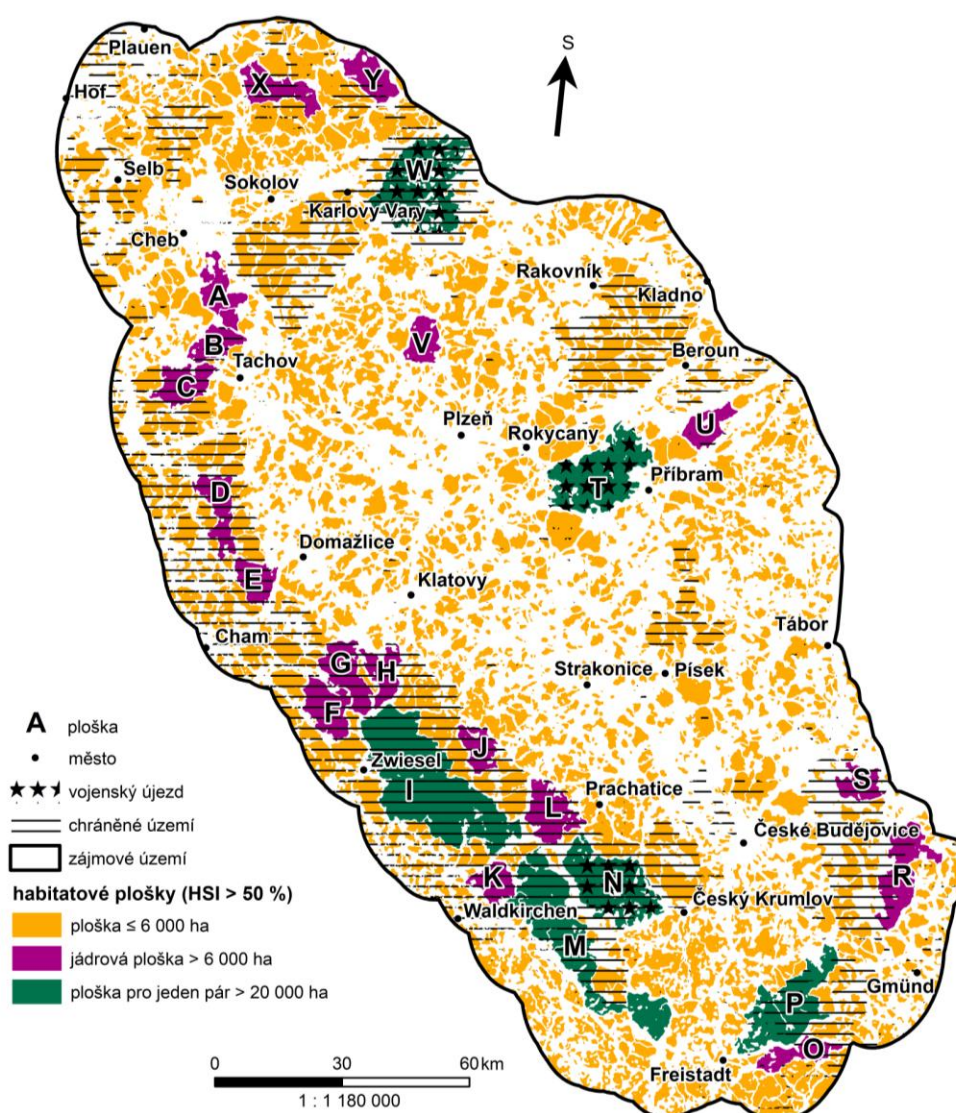
6.4.1 Plošky vhodného habitatu

Překlasifikováním habitatového modelu vznikly plošky, které představují oblasti s nejpříhodnějším habitatem pro výskyt rysa ostrovida. Jde o lokality, ve kterých je HSI větší než 50 %. Tyto minimálně fragmentované plošky jsou rozděleny do tří tříd, přičemž nejrozsáhlejší plošky ($> 200 \text{ km}^2$) jsou tzv. oblasti vhodné pro jeden rozmnožující se pár. Mezi takovéto plošky patří pět oblastí – Šumava [I] a [M], Boletice [N], Novohradské hory [P], Brdy [T] a Doupovské hory [W]. Do nejrozsáhlejších plošek s nejvhodnějším habitatem se zařadily všechny tři vojenské újezdy, což svědčí o velmi kvalitních biotopech v těchto územích (viz Obr. 19). Druhou kategorií plošek jsou tzv. jádrové plošky, které mají velikost větší než 60 km^2 , a je jich o poznání více, než lokalit v předešlé kategorii. Jádrové plošky se vyskytují především v oblasti Českého lesa [A–E], Šumavy [F–L], Třeboňska [R, S] a Krušných hor [X, Y], přičemž v zájmovém území se nacházejí i dvě jádrové plošky ve vnitrozemí (Brdská vrchovina [U], přírodní park Manětínská [V]). Izolovanost výše zmíněných kategorií plošek narůstá ve směru západ–východ, přičemž nejméně izolované jsou plošky v oblasti Šumavy. Existuje i třetí kategorie plošek, kam patří lokality s rozlohou menší než 60 km^2 . Ze třetí kategorie plošek jasně vystupují některé oblasti, které by mohly patřit do jádrových plošek. Pokud by se posunula limitní hodnota z 60 km^2 na 40 km^2 (viz Příl. 18), některé oblasti by se rozšířily o větší počet jádrových plošek (Šumava, Krušné hory, Brdy), a v některých případech by byla do těchto plošek zahrnuta i zcela nová území (Smrčiny [2], Slavkovský les [3], část Plaské pahorkatiny [4], Hlubocké obory [6], Písecké hory [7]). Nicméně i přes snížení limitní hodnoty nejsou do jádrových plošek stále započítány oblasti, jako je Křivoklátsko, Údolí Otavy a Vltavy, nebo některé přírodní parky např. Horní Střela a Třemšín.

Výše provedená analýza, která vedla k nadefinování habitatových plošek, je porovnána s reálnými záznamy o výskytu rysa ostrovida (viz Příl. 19). V tomto odstavci je pojem habitatová ploška definován jako plošky pro jeden rozmnožující se pár a jádrové plošky ($\text{HSI} > 50 \%$, rozloha $> 6\,000 \text{ ha}$). Převážná část pobytočných nálezů šelmy je situována v západní až jižní a jihovýchodní části studovaného území. Jádrovou oblastí výskytu je Šumava a Pošumaví a právě z těchto oblastí se rys šíří dále do lokalit s vhodným habitatem (Český les, Novohradské hory). Výše nadefinované habitatové plošky se ve většině případů shodují s koncentrovanými body výskytu rysa, avšak existují i výjimky. Například v oblasti Smrčin, především na německém území (Fichtelgebirge), je pozorován významný shluk nálezových dat rysa, avšak v této oblasti nebyla vyhodnocena

ani jedna habitatová ploška. Podobným příkladem může být i řada oblastí v těsné blízkosti Šumavy, kdy v Šumavském podhůří nebyla identifikována habitatová ploška i přesto, že je zde zaznamenána významná koncentrace pobytových znaků šelmy. Obdobně na tom je i podhůří v bavorské části Šumavy, kdy habitatové plošky vznikly jen v bavorské centrální Šumavě. Významná koncentrace bodů výskytu šelmy je i v rakouském kraji Mühlviertel, ale kromě rakouské části Novohradských hor zde nevznikla habitatová ploška. Zvláštním případem je oblast Třeboňska, kde jsou vymezeny dvě jádrové plošky, které se nacházejí nedaleko od zdrojové populace v Novohradských horách (13,66 km), nicméně i přesto je zde zaznamenán výskyt rysa pouze sporadicky.

Obr. 19: Habitatové plošky, které mají HSI > 50 % (limitní hodnoty 6 000 a 20 000 ha)



Zdroj: ArcData, 2007; EEA, 2014; vlastní zpracování

Naproti tomu existuje řada oblastí, kde se nacházejí jak jádrové plošky, tak plošky pro jeden rozmnožující se pár, ale chybí zde záznamy o výskytu rýsa ostrovida. Příkladem mohou být dva vojenské újezdy ve vnitrozemí (Brdy, Hradiště), které jsou klasifikovány jako oblasti s velmi kvalitním habitatem s minimální rozlohou 200 km². Migrující jedinec by však musel překonat značnou vzdálenost mezi Šumavou a Brdy (63 km), nebo Českým lesem a Doupovskými horami (48 km), aby se dostal do těchto oblastí (viz Tab. 8). Podobně tomu je i v případě Krušných hor a Manětínské vrchoviny, kde se nachází přírodního park Manětínská. Habitatové plošky vymezené v Krušných horách a v přírodním parku Manětínská jsou vzdálené zhruba 60 km od habitatových plošek Českého lesa, a proto ani zde není záznam o častějším výskytu rýsa ostrovida.

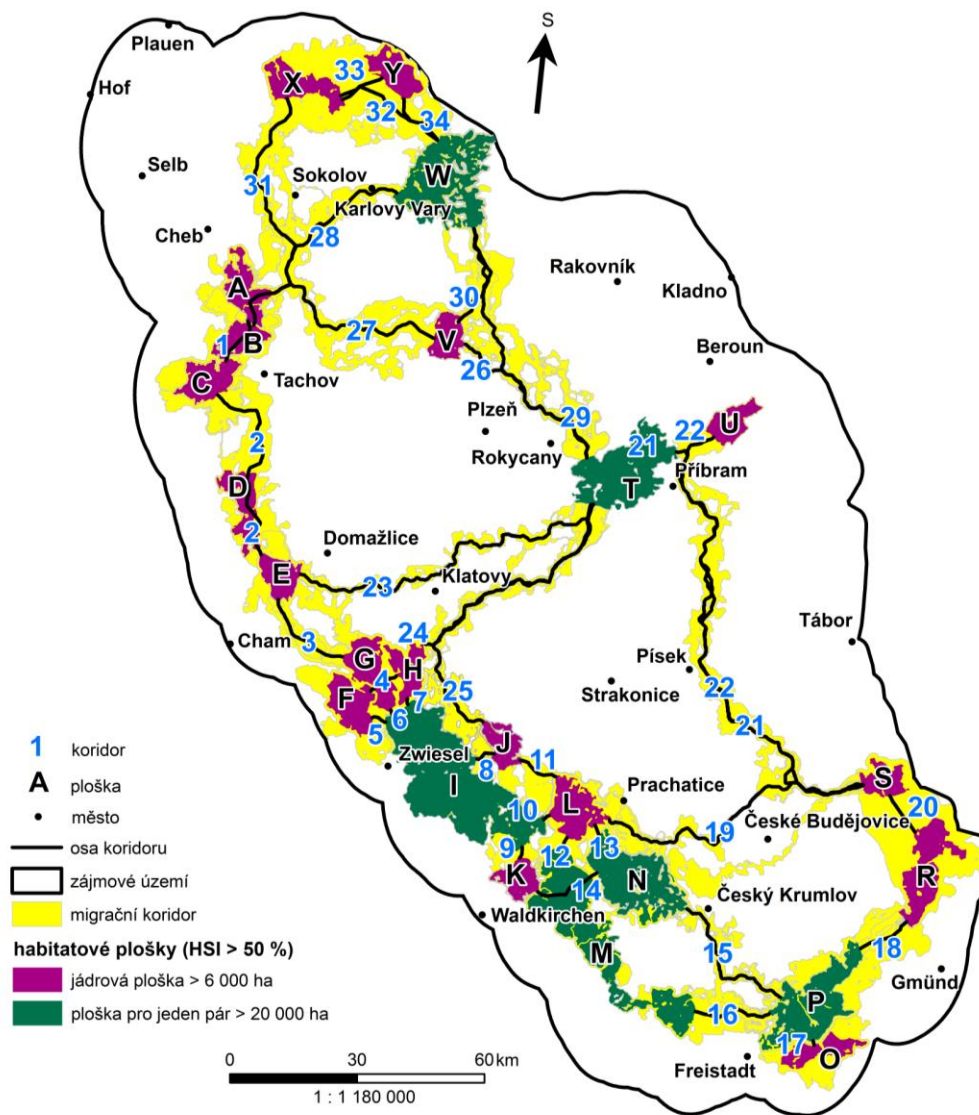
6.4.2 Konektivita plošek

Potenciální migrační koridory jsou navrženy jako liniové struktury v krajině a propojují zájmové území ve směru západ–východ a také jihovýchod–severozápad (viz Obr. 20). Původně byly veškeré habitatové plošky propojeny navzájem, ale takto se v řadě případů značně překrývala. Z tohoto důvodu jsou pro další analýzy vybrána všechna možná spojení, která se nepřekrývají alespoň v krátkém úseku. Výsledný model migračních koridorů obsahuje 34 potenciálních spojení. Pokud jsou habitatové plošky blízko u sebe ([A–B–C], [C–D–E], [F–G–H] a [K–M–N]), tak jeden koridor zajišťuje spojení mezi všemi třemi ploškami. Z 11 možných různě širokých spojení, která jsou automaticky vypočítána pro každý koridor, je vybráno tzv. spojení 2, což představuje 2 % z nejlepší propustnosti krajiny uvnitř koridoru. Čím menší je procentuální zastoupení nejlepší propustnosti krajiny v rámci koridoru, tím je spojení mezi dvěma habitatovými ploškami lepší, avšak šířka koridoru se tímto značně zmenšuje. Například spojení 0,1 představuje 0,1 % nejlepší propustnosti krajiny v rámci koridoru, ale toto spojení má nejmenší šířku ze všech možných variant a není zde vyloučen vliv okrajového efektu. I když bylo u všech koridorů vybráno stejné spojení tzv. spojení 2, je z Obr. 20 patrná značná prostorová nesourodost u vybraných koridorů. Je to způsobeno tím, že Corridor Designer modeluje koridory na základě cesty nejnižších nákladů, a proto se v oblastech se zcela nevhodnými habitatovými podmínkami nemohou vyskytovat stejně široké koridory jako v oblastech s příhodnými podmínkami prostředí.

Nejdelší koridory (19, 21, 22, 23, 25, 28) vedou skrz vnitrozemí zájmového území a dosahují délek od 75 km do 131 km (viz Tab. 8). Ve srovnání s tím jsou nejkratší koridory (6, 7, 9, 10, 12, 13, 17) situovány v oblastech s nejpříhodnějším habitatem a jejich délky se pohybují v rozmezí 1–3 km. Není pravidlem, že nejkratší koridory jsou těmi nejširšími. Existuje řada koridorů (1, 4, 14, 17, 20, 32), které svou průměrnou šířkou převyšují průměrnou šířku nejkratších koridorů. Potvrdila se však domněnka, že řada nejdelších

koridorů bude mít i nejmenší průměrnou šířku. Mezi koridory s průměrně nejmenší šířkou (10, 15) se zařadily i čtyři koridory s největší délkou (19, 23, 25, 28).

Obr. 20: Potenciální migrační koridory



Zdroj: ArcData, 2007; vlastní zpracování

Spojení 2 bylo vybráno i z důvodu toho, že jeho šířka by mohla být optimální k migraci šelmy. Následné limitní hodnoty jsou zvoleny na základě výsledků prostorových parametrů koridorů (viz Tab. 8). K vyhodnocení šířky v celé délce jednotlivých koridorů je nastavena první limitní hodnota na 3 km. Tato hodnota byla zvolena na základě aritmetického průměru průměrné šířky koridorů (3,93 km), kde byly vynechány nejširší a nejužší koridory. Limit 3 km nesplňuje z 34 potenciálních spojení 21 koridorů (viz Příl. 22, 23). Jedná se o koridory, které jsou dlouhé a překonávají otevřenou krajinu s minimálním

zastoupením lesa. Výjimku tvoří koridory 6, 8 a 10, u kterých délka spojení nepřekročí 11 km. U devíti koridorů (6, 10, 15, 19, 21, 23, 24, 25, 28) je zaznamenáno, že více než 80 % jejich délky je užší než 3 km a dokonce tři z nich (6, 10, 15) jsou v celé své délce užší než 3 km. Pokud je nastavena limitní hodnota šířky spojení na 2 km, tak tuto podmínku nesplňuje 16 koridorů (viz Příl. 24, 25). Kromě koridorů spojující vzdálené habitatové plošky, nesplňují podmínku stále dva, na krátkou vzdálenost situované koridory (10, 11). V případě šířky 2 km žádný koridor celou svou délkou nespádá pod 2 km. Nejvyšších hodnot dosahují koridory 11, 19 a 23, kdy z více než 70 % své délky nedosahují šířky 2 kilometrů. Naproti tomu šířku pod 1 km mělo jen 7 koridorů, mezi kterými se stále objevují delší koridory (15, 19, 21, 22, 23, 26, 28) (viz Příl. 26, 27). Nicméně v tomto případě řada koridorů nesplňuje limit šířky 1 km jen okrajově, protože například spojení 15, 21, 22 a 26 mají šířku do 1 km jen v 5 % své délky. Nejdelší úsek, který nesplňuje šířku 1 km, má koridor 19. Ten je ve 27 % své délky užší než 1 km. Dále pak koridory 23 a 28 ze 17 %, respektive ze 14 % jsou užší než 1 km. Limit 1 km byl nastaven na základě minimální šířky koridorů a limit 2 km jen doplňuje nadefinované hodnoty 3 km a 1 km.

Detailněji jsou limitní hodnoty zobrazeny v Příl. 28, kde je patrné na příkladu vybraných koridorů (3, 20, 22 a 24) průběh jednotlivých různě širokých úseků. Koridory 3 a 20 mají značnou vyrovnanou šířku v celé délce spojení. Koridor 3 do vzdálenosti přibližně 5 km od plošky E má šířku nad 3 km, avšak poté v úseku 898 m je jeho šířka menší než 3 km. Koridor 20 má šířku v celé své délce nad limitní hodnotu 3 km, dokonce jeho šířka neklesá pod 13 km. U spojení 22 je patrná značná rozkolísanost u hodnot šířky. Na počátku (ploška S) spojení dosahuje šířky i 4 km, ale přibližně po 7 km je jeho šířka necelých 1,8 km a dále šířka osciluje okolo hodnoty 2 km. Ve vzdálenosti 2 km od plošky S se nachází nejužší místo koridoru (986 m) a tento úsek má délku 207,2 m. V úseku 4–6 km a okolo 8 km se nacházejí pasáže, u kterých je šířka koridoru navýšena až na 5 km. Nejširší je spojení od 120 km (těsně u plošky U) a jeho šířka zde dosahuje až 5,7 km. Poslední z výše zmíněných koridorů je spojení 24, u kterého je patrná jen částečná rozkolísanost v hodnotách šířky. Z počátku je koridor až do vzdálenosti 10 km od plošky T značně široký (8,01 km), ale poté jeho šířka výrazně klesá až na hodnotu 1,2 km. Od 10 km (vzdálenost od plošky T) jeho šířka kolísá okolo hodnoty 2 km.

I přes výše zmíněné nedostatky bylo spojení 2 zachováno jako výchozí nastavení pro další analýzy. Tento krok byl podpořen i výsledkem hodnocení různě širokých koridorů (viz Příl. 21). Pro srovnání byly vybrány koridory s tzv. spojením 1, 2 a 4. Pokud se zaměříme na spojení 4, tak je patrná jeho značná rozloha v rámci studovaného území. Koridory s „šířkou 4“ by mohly narazit na řadu překážek při jejich realizaci. Zmíňme například jistou neochotu vlastníků dotčených pozemků, kteří by museli přistoupit k ochranným opatřením v oblastech, kudy by vedly koridory. Dalším příkladem může

být i značná finanční neúnosnost realizace koridorů na takto rozsáhlém území. Z těchto důvodů bylo vybráno spojení 2 tak, aby byly zachovány v co největší míře požadavky migrujícího zvířete na prostředí, ale zároveň aby toto spojení bylo časově i ekonomicky realizovatelné.

Tab. 8: Prostorové parametry migračních koridorů

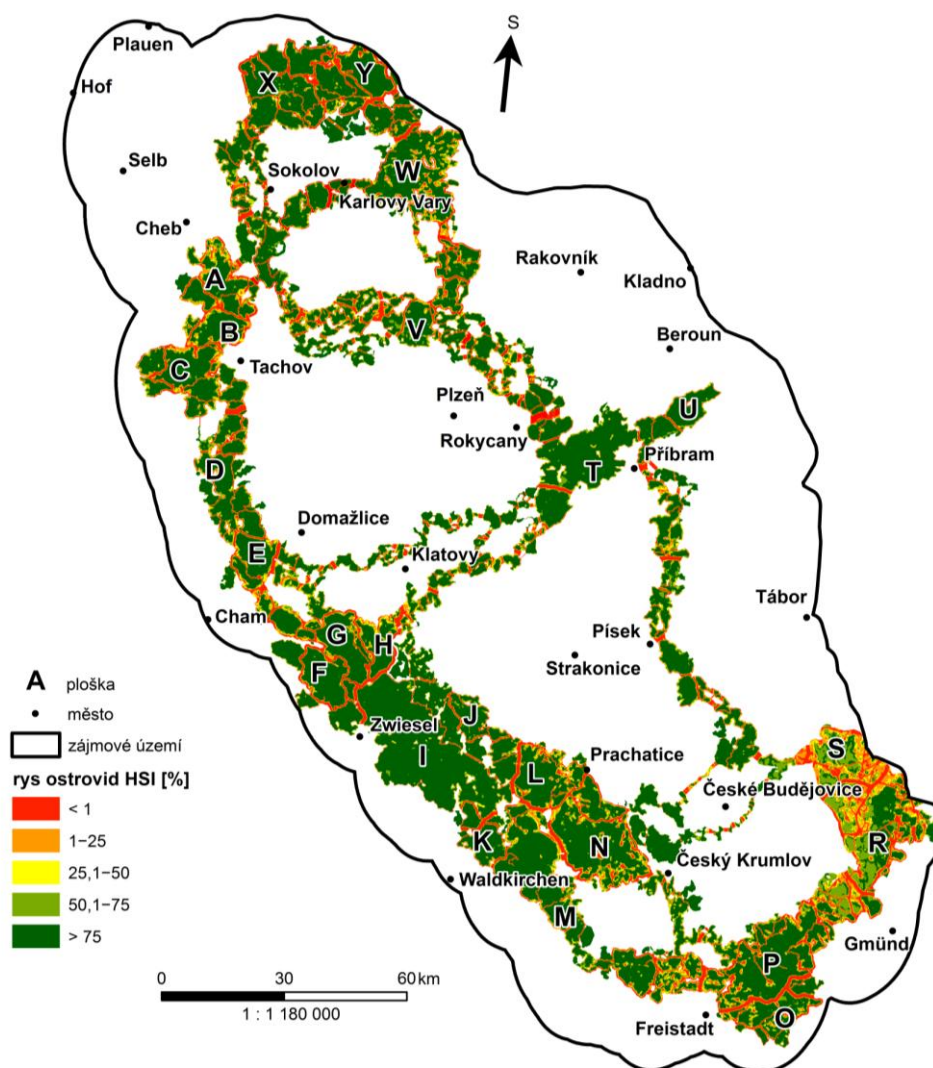
Označení koridoru	Spojené plošky	Délka koridoru [km]	Průměrná šířka [km]	Maximální šířka [km]	Minimální šířka [km]
1	A–C	12,23	9,70	11,21	8,65
2	C–E	51,81	4,36	7,24	2,18
3	E–G	23,65	4,77	6,53	2,93
4	F–H	7,83	14,29	15,87	12,33
5	F–I	3,72	3,41	3,55	3,23
6	G–I	1,12	2,25	2,42	2,12
7	H–I	1,48	4,28	4,47	4,11
8	J–I	4,92	3,63	4,33	2,51
9	K–I	2,76	5,13	6,02	4,27
10	L–I	1,69	2,01	2,34	1,89
11	L–J	10,23	3,31	5,34	1,92
12	L–M	1,68	6,36	6,50	6,27
13	L–N	2,76	7,41	8,75	6,49
14	N–K	16,99	8,12	11,60	5,45
15	N–P	38,33	1,90	2,98	0,71
16	P–M	20,21	4,18	7,26	2,63
17	P–O	1,10	15,81	16,61	15,09
18	P–R	13,66	8,68	10,22	5,37
19	S–L	78,52	1,65	5,05	0,52
20	S–R	11,03	15,87	17,81	14,10
21	S–T	129,58	2,14	4,66	0,72
22	S–U	130,11	2,84	5,71	0,95
23	T–E	91,35	1,69	5,15	0,41
24	T–H	63,85	2,83	8,01	1,20
25	T–J	88,46	1,98	6,55	0,38
26	T–V	48,15	2,52	4,79	0,80
27	V–B	64,46	3,09	6,21	1,05
28	W–A	48,24	3,12	6,07	1,53
29	W–T	75,10	1,99	4,15	0,40
30	W–V	27,95	4,10	9,45	1,54
31	X–A	59,69	3,59	6,07	1,42
32	X–W	29,94	4,13	7,09	1,81
33	X–Y	11,48	10,05	12,84	8,70
34	Y–W	14,57	5,12	6,31	3,92

Zdroj: vlastní zpracování

6.4.3 Míra propustnosti migračních koridorů

Výše uvedená analýza je zaměřená na prostorové vymezení koridoru, zatímco analýza míry propustnosti koridorů řeší spíše kvalitativní posouzení jednotlivých spojení. Potenciální migrační koridory jsou navrženy tak, aby byly v celé své délce maximálně průchodné, avšak najdou se i úseky, které tomu neodpovídají. Z tohoto důvodu se přistoupilo k vyhodnocení vnitřního prostředí koridorů tak, abychom získali lepší povědomí o migračním potenciálu jednotlivých spojení. K analýze migračního potenciálu posloužily především výsledky za typy habitatu (viz Obr. 21, Tab. 9), třídy krajinného pokryvu (viz Příl. 30, 31), liniové migrační bariéry (viz Tab. 10, Příl. 32) a u všech koridorů je také popsána „meziplošková“ vzdálenost (viz Tab. 12), kterou rys musí překonat v méně příznivém prostředí. Výsledné hodnoty, které jsou okomentovány v následujícím textu, jsou většinou zaokrouhleny z důvodu lepší přehlednosti.

Obr. 21: Potenciální migrační koridory ve vztahu k habitatovému modelu



Zdroj: ArcData, 2007; vlastní zpracování

Tab. 9: Procentuální zastoupení jednotlivých tříd habitatu v migračních koridorech

Označení koridoru	Spojené plošky	1 [%]	2 [%]	3 [%]	4 [%]	5 [%]
1	A–C	11,61	11,13	6,11	7,70	63,44
2	C–E	7,90	7,15	4,64	7,20	73,12
3	E–G	9,59	7,97	5,26	6,57	70,60
4	F–H	9,60	6,53	3,69	4,35	75,82
5	F–I	1,97	1,97	1,12	2,10	92,84
6	G–I	1,21	1,76	1,22	2,50	93,31
7	H–I	1,62	2,06	1,64	3,10	91,58
8	J–I	1,32	0,99	0,91	2,47	94,31
9	K–I	2,57	2,38	1,72	3,07	90,26
10	L–I	1,75	2,24	1,84	3,45	90,73
11	L–J	4,15	3,40	2,27	4,20	85,97
12	L–M	6,87	6,80	4,77	6,48	75,08
13	L–N	12,51	9,44	6,03	7,90	64,12
14	N–K	4,27	5,82	4,48	6,37	79,06
15	N–P	2,90	5,23	4,98	8,66	78,23
16	P–M	10,34	9,20	5,59	8,21	66,65
17	P–O	13,46	9,72	5,37	8,17	63,28
18	P–R	14,95	11,19	6,24	15,27	52,34
19	S–L	3,12	2,93	2,73	7,94	83,29
20	S–R	18,07	18,71	10,02	27,41	25,79
21	S–T	5,33	5,69	4,42	8,51	76,05
22	S–U	9,96	9,59	5,77	10,92	63,76
23	T–E	4,28	2,66	2,33	4,84	85,88
24	T–H	6,09	5,69	5,29	8,38	74,55
25	T–J	3,18	2,55	2,75	6,19	85,33
26	T–V	7,75	6,35	4,29	7,04	74,56
27	V–B	9,81	8,92	5,88	10,38	65,00
28	W–A	6,41	7,86	5,76	8,92	71,05
29	W–T	5,15	3,60	3,61	6,69	80,95
30	W–V	10,36	11,49	6,70	10,20	61,24
31	X–A	8,93	7,40	4,78	8,37	70,51
32	X–W	5,27	5,98	4,52	7,23	77,00
33	X–Y	13,53	7,30	3,28	4,69	71,21
34	Y–W	8,24	8,59	5,31	7,30	70,57

Zdroj: vlastní zpracování

Z Obr. 21 je patrné, že spojení mezi ploškami P–R [18] a S–R [20] obsahuje větší množství nevhodných typů habitatu, což potvrdila i podrobná analýza (viz Tab. 9). Koridor 18, který patří mezi kratší koridory a jeho průměrná šířka dosahuje nejvyšších hodnot, obsahuje méně kvalitní habitat přibližně na 32 % rozlohy. Naproti tomu nejvhodnější podmínky k trvalému výskytu rysa patří v tomto spojení k nejnižším hodnotám (± 52 %) ze všech navržených koridorů. Nejvyšší zastoupení nevhodného typu habitatu má koridor 20.

Spolu s dalšími kategoriemi méně kvalitního habitatu je v rámci spojení P–R více než 45 % rozlohy koridoru zařazeno do nevyhovujících habitatových podmínek. Při takto vysokém zastoupení tříd 1–3 musí mít koridor logicky jednu z nejnižších hodnot u nejkvalitnější třídy 5, která je obsažena jen z 26 %. K výše zmíněným dvěma spojení se zařadil i koridor 1, v rámci něhož je zastoupen nevhodný, až zcela nevhodný habitat z 29 %. Neoptimálnější habitat má ve spojení 1 jednu z nejnižších hodnot, která dosahuje jen 63 %.

Ve srovnání s předešlými příklady se koridory 5, 6, 7, 8, 9 a 10 jeví jako nejlepší možné spojení, protože je v nich nejvhodnější typ habitatu zastoupen z více než 90 % a všechny tři kategorie minimálně kvalitního habitatu nepřekročí hodnotu 7 %. Zvláště nápadné je, že u všech těchto koridorů je 4. kategorie zastoupena jen v minimální míře (± 3 %), avšak na kvalitě spojení to nic nemění. Pokud se zaměříme na nejdelší a nejužší koridory (19, 21, 23, 25, 29) je v nich překvapivě nejkvalitnější typ habitatu zastoupen z více než 80 %, vyjma koridoru 21 (76 %). Nevhodný typ habitatu (1–3. třída) dosahuje v těchto koridorech průměrně 10 %.

Předchozí analýza poukázala na kvalitní či zcela nevyhovující habitat v rámci jednotlivých koridorů, avšak nelze opomenout, že i vyhodnocení plošných a liniových migračních bariér je velmi důležité. V následujícím krátkém příspěvku jsou migrační bariéry identifikovány především jako překážky způsobené dopravní infrastrukturou a nevhodným typem krajinného pokryvu. Nejpříhodnější typy krajinného pokryvu (všechny kategorie lesa a nízký porost v lese) jsou situovány v koridorech 5, 6, 7, 8 a 10, přičemž procentuální zastoupení těchto tříd je vyšší než 90 % (viz Příl. 30, 31). V těchto koridorech bylo také nejmenší procentuální zastoupení zcela nevhodných povrchů ($\pm 0,27$ %), mezi které náleží urbánní, vodní plochy a orná půda. Všechna výše zmiňovaná potenciální spojení jsou situována v oblasti Šumavy, kde je vysoká pravděpodobnost výskytu kvalitního habitatu s převažujícím zastoupením lesa. Ve všech 34 koridorech je průměrné procentuální zastoupení lesa vyšší než 79 %, existují však i případy, kde je průměrná lesnatost nižší než 70 %. Z hodnot u jednotlivých kategorií lesa zřetelně vystupují výsledky koridoru 20, kdy toto spojení má procentuální zastoupení všech typů lesa a nízkého porostu v lese jen okolo 56 %. V tomto koridoru je také nejmarkantnější plocha nejméně vhodných krajinných tříd pro migraci rysa. Z více než 22 % se zde vyskytují urbánní a vodní plochy spolu s ornou půdou. Tento výsledek je pochopitelný, protože koridor prochází Třeboňskou pánví. Mezi koridory, kde je zastoupeno větší množství orné půdy a urbánních ploch, patří i spojení vedoucí vnitrozemím zájmového území (21, 22). V některých úsecích koridorů 21 a 22 tvoří jejich osu přehrady Vltavské kaskády, a proto je v těchto spojeních ve velkém množství zastoupená i krajinná třída vodní plochy. Výše zmíněné koridory se neřadí k těm s nejmenší lesnatostí, a to i přesto, že se zde vyskytují v hojném počtu ne zcela vhodné typy krajinného pokryvu pro migraci šelmy (urbánní a vodní plochy, orná půda).

Minimální lesnatost, kromě již zmíněného spojení 20, lze najít i v koridorech 1, 13, 16, 18 a 30. Ve srovnání s koridorem 20 jsou však lesní celky v těchto spojeních nahrazeny loukami a pastvinami, což nevytváří tak výraznou překážku v migraci rysa v porovnání s urbánními, vodními plochami a ornou půdou. Ve výsledcích práce Sladová (2011) jsou totiž louky a pastviny třetí rysem ostrovidem nejvyužívanější kategorií krajinného pokryvu hned po lesích a nízkém porostu v lese.

Plošné migrační bariéry jsou doplněny o rozbor liniových migračních bariér v zájmovém území. Obecně lze říci, že zahraniční dopravní síť je o poznání frekventovanější než ta česká, což může značně ovlivnit konektivitu některých příhraničních spojení (viz Příl. 32). Při detailnějším rozboru je však patrné, že většinu koridorů za hranicemi křižují silnice II., maximálně I. třídy. Pokud zhodnotíme zájmové území jako celek, tak jím prochází čtyři dálnice D5 a D3 na české straně a A72 a A93 na německém území. Do migračních koridorů však zasahuje jen dálnice D5 (viz Tab. 10). Ta rozděluje koridory na dvou místech, v prvním případě křižuje koridor 2 u Rozvadova a Přimdy. V druhém případě dálnice D5 rozčleňuje koridor 26 a 29 v oblasti Svojkovice–Mýto. Do studovaného území zasahuje i několik rychlostních silnic, ale jen dvě z nich (R6, 20) protínají koridor 31 u Kynšperku nad Ohří, respektive koridor 23 u města Furth im Wald. Výše zmíněné čtyřproudé, oplocené, rychlostní komunikace představují nejvýznamnější překážky pro migrující jedince, což potvrzuje i řada studií (Anděl et al., 2010a; Atwood et al., 2011; Beier et al., 2008; Šťovíčková, 2014), které klasifikují dálnice a rychlostní silnice jako kritické místo nejen pro migraci velkých šelem. V některých případech silnice I. třídy mohou vytvářet stejně významnou migrační bariéru jako dálnice a rychlostní silnice a to v případě, že intenzita provozu je na enormní úrovni a významně neklesá ani v nočních hodinách.

Téměř do všech koridorů zasahují silnice I. třídy, vyjma koridoru 2 a 8. Nejdelší úseky silnic I. třídy (± 41 km) jsou zaznamenány v koridorech 13, 17, 18 a 20, avšak je nutné přihlédnout k tomu, že do širších koridorů bude vstupovat větší počet silnic a tyto úseky budou i delší. Právě zmíněné koridory 13, 17, 18 a 20 patří k nejširším ze všech potenciálních spojení. Pro srovnání je uveden i příklad úzkých koridorů (15, 19, 23, 25, 29), kdy délka silnic I. třídy se pohybuje okolo 9 km. Podobné výsledky jsou zaznamenány i u silnic II. třídy, kdy nejdelší úseky této kategorie komunikací jsou identifikovány v nejširších koridorech. V koridorech 1, 4, 33 je v průměru 118 km silnic II. třídy, zatímco minimální zastoupení silnic II. třídy ($\pm 0,47$ km) je v koridorech 5, 6, 8 a 14. Pro porovnání byla vypočítána i průměrná hustota silnic v jednotlivých koridorech a překvapivě se výše zmíněné výsledky nezměnily ani po zahrnutí vlivu plochy koridoru na délku dopravních komunikací (viz Tab. 10).

Tab. 10: Zastoupení jednotlivých typů dopravní infrastruktury v migračních koridorech

Označení koridoru	Spojené plošky	Dálnice		Rychlostní silnice		Silnice I. třídy		Silnice II. třídy		Elektrizovaná železnice	
		[km]	[km/km ²]	[km]	[km/km ²]	[km]	[km/km ²]	[km]	[km/km ²]	[km]	[km/km ²]
1	A-C	0,00	0,00	0,00	0,00	3,29	0,05	117,24	1,80	11,27	0,17
2	C-E	6,32	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	52,99	0,81	0,00	0,00
3	E-G	0,00	0,00	0,00	0,00	10,68	0,16	32,61	0,50	0,00	0,00
4	F-H	0,00	0,00	0,00	0,00	25,69	0,39	103,84	1,59	16,72	0,26
5	F-I	0,00	0,00	0,00	0,00	1,78	0,03	0,00	0,00	29,58	0,45
6	G-I	0,00	0,00	0,00	0,00	2,27	0,03	0,60	0,01	1,32	0,02
7	H-I	0,00	0,00	0,00	0,00	5,01	0,08	2,72	0,04	13,92	0,21
8	J-I	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,44	0,02	5,02	0,08
9	K-I	0,00	0,00	0,00	0,00	13,22	0,20	27,13	0,42	10,43	0,16
10	L-I	0,00	0,00	0,00	0,00	6,62	0,10	4,27	0,07	0,00	0,00
11	L-J	0,00	0,00	0,00	0,00	12,01	0,18	26,55	0,40	0,00	0,00
12	L-M	0,00	0,00	0,00	0,00	18,09	0,28	20,47	0,31	9,10	0,14
13	L-N	0,00	0,00	0,00	0,00	38,96	0,60	58,35	0,89	0,00	0,00
14	N-K	0,00	0,00	0,00	0,00	8,83	0,14	0,80	0,01	8,83	0,14
15	N-P	0,00	0,00	0,00	0,00	6,11	0,09	7,40	0,11	15,43	0,24
16	P-M	0,00	0,00	0,00	0,00	15,78	0,24	37,47	0,57	28,02	0,43
17	P-O	0,00	0,00	0,00	0,00	49,56	0,76	41,98	0,64	0,00	0,00
18	P-R	0,00	0,00	0,00	0,00	41,02	0,63	42,30	0,65	12,99	0,20
19	S-L	0,00	0,00	0,00	0,00	6,58	0,10	16,94	0,26	11,55	0,18
20	S-R	0,00	0,00	0,00	0,00	35,05	0,54	83,79	1,28	3,16	0,05
21	S-T	0,00	0,00	0,00	0,00	17,70	0,27	19,50	0,30	5,40	0,08
22	S-U	0,00	0,00	0,00	0,00	24,12	0,37	35,38	0,54	6,35	0,10
23	T-E	0,00	0,00	0,27	0,00	15,87	0,25	20,55	0,32	5,07	0,08
24	T-H	0,00	0,00	0,00	0,00	22,47	0,34	26,57	0,41	5,76	0,09
25	T-J	0,00	0,00	0,00	0,00	10,51	0,16	18,25	0,27	3,09	0,05
26	T-V	7,53	0,12	0,00	0,00	6,07	0,09	40,35	0,62	8,12	0,12
27	V-B	0,00	0,00	0,00	0,00	11,39	0,17	62,15	0,95	7,75	0,12
28	W-A	0,00	0,00	0,00	0,00	12,15	0,19	19,33	0,30	8,29	0,13
29	W-T	5,18	0,08	0,00	0,00	6,57	0,10	30,39	0,46	5,62	0,09
30	W-V	0,00	0,00	0,00	0,00	5,00	0,08	46,83	0,72	8,70	0,13
31	X-A	0,00	0,00	5,37	0,08	9,90	0,15	35,98	0,55	28,56	0,44
32	X-W	0,00	0,00	0,00	0,00	16,57	0,25	40,84	0,62	7,89	0,12
33	X-Y	0,00	0,00	0,00	0,00	15,62	0,24	133,52	2,04	27,58	0,42
34	Y-W	0,00	0,00	0,00	0,00	25,37	0,39	55,27	0,85	27,18	0,42

Zdroj: ArcData, 2007; Geofabrik, 2014; Google Maps, 2014; vlastní zpracování

Kategorie s pracovním názvem elektrizovaná železnice je trochu specifická tím, že jsou do této skupiny na území České republiky zařazeny jen elektrizované železnice. Problém nastal u zahraničních železnic, kdy tato kategorie v dostupných datových vrstvách

nebyla vyčleněna. Nicméně do koridorů zasahuje jen minimální počet zahraničních železnic, a proto bylo toto označení zachováno. Nejdelší úseky železnic mají koridory 5, 16, 31, 33 a 34, zatímco do koridorů 2, 3, 10, 11, 13, 17 nevstupuje ani jedna železnice.

Nejen zastoupení jednotlivých typů dopravní infrastruktury je důležité ke správnému vyhodnocení průchodnosti koridoru, ale také je podstatné jakým způsobem daná silnice, či železnice do koridoru vstupuje a vystupuje (viz Příl. 32), a jak jsou jednotlivé dopravní komunikace vytížené (viz Tab. 11). Spojení A–E je rozčleněno ve směru východ–západ řadou liniových komunikací a mezi ty nejvýznamnější patří silnice D5, I/21, 22, 20 a železnice (Cheb–Plzeň, Cham–Domažlice). V navazujícím koridoru, který propojuje plošky F–M, se nachází několik severojižních dopravních tahů (85, E/56), ale i těch s východozápadní orientací (E/53, 12, I/4, I/39, železnice ve směru Zwiesel–Klatovy). Jižní část zájmového území je propojena koridory 15–20 a toto potenciální spojení křižují hlavní dopravní tahy v severojižním směru (E/49, I/24, železnice na trase Freistadt–České Budějovice, Gmünd–České Budějovice) a ve směru západovýchodním (silnice 38, 41, 30, E/551). Koridory spojující jih se severem studovaného území (21, 22, 26, 29) jsou protínány v několika částech převážně západovýchodně orientovanými dopravními komunikacemi (železniční koridory České Budějovice–Tábor, Plzeň–Beroun a silnice I/3, I/24, I/29, I/19, I/18, D5, I/27, E/49, E/48). Koridory spojující východní a západní část studovaného území (23, 24, 25, 26, 27) jsou zase nejčastěji křižovány liniovými migračními bariérami ve směru sever–jih. Hlavní dopravní komunikace, které protínají tyto koridory, vycházejí soustředně z Plzně a jsou jimi silnice I/19, E/49, I/27, I/26 a železniční spojení Klatovy–Plzeň, České Budějovice–Plzeň. Severní část studovaného území je propojena koridory 30, 31, 32, 33 a 34, přičemž značně fragmentovaný je koridor spojující plošky W a V. Územím tohoto koridoru totiž prochází mezinárodní silnice E/48 a několik silnic II. třídy. V západovýchodním směru křižují spojení (30–34) silnice I/21, R6, E/49 a železniční tah Sokolov–Klášterec nad Ohří.

Na základě intenzity dopravy (počet aut/24 hodin) je identifikováno celkem deset úseků s nejvyšším zatížením (viz Tab. 11) (ŘSD, 2014). Potenciální migrační koridory křižují však „jen“ sedm, z takto vymezených komunikací. Tam, kde silnice protíná migrační koridor, je vytvořeno tzv. kritické místo pro migraci šelmy (viz Příl. 32). Celkem je identifikováno 13 kritických míst, kde by migrující jedinec musel překonat komunikaci s intenzitou provozu vyšší než 10 000 aut/24 hodin. Většina takto vzniklých křížení se nachází spíše v částech zájmového území, kde není výrazná koncentrace bodů výskytu rysa ostrovida (viz Příl. 35). Dvě méně průchozí pasáže se nacházejí v úseku Cheb–Ostrov nad Ohří, kde rychlostní silnice R6 křižuje potenciální migrační koridor z Českého lesa do Doupovských hor. Další dva kritické body se vyskytují na „křižovatce“ dálnice D5 a migračního koridoru vedoucího z Brdské vrchoviny do Doupovských hor a Českého lesa. Zhruba po 30 km

je ten samý koridor přetínán rychlostní silnicí R4 u Příbrami a právě v těchto místech se nacházejí další dva méně průchodné úseky. Významná koncentrace kritických míst pro migrujícího jedince se nachází v těsné blízkosti Českých Budějovic. Ty vznikly na místech, kde migrační koridor vedoucí z Třeboňska na Šumavu křížuje ve své jižní větvi silnici I/34 a I/39 a v severní trase silnici I/3 a I/20. Silnice I/3 také ovlivňuje průchodnost v migračním koridoru, který spojuje Třeboňsko s Brdy, protože dvě kritická místa se nacházejí právě na křižovatce silnice I/3 a zmíněného koridoru. Mezi výše uvedenými případy existují dvě výjimky, kdy méně průchozí úseky se nacházejí v oblasti, kde je pravidelně monitorován výskyt šelmy. Jde o oblast Českého lesa, kde je jižní a severní část CHKO Český les oddělena dálnicí D5 a právě v těchto místech byly identifikovány poslední dvě kritická místa.

Tab. 11: Intenzita dopravy ve vybraných úsecích dopravní infrastruktury

Úsek	Číslo silnice	Intenzita dopravy (počet aut/24 hodin)
Františkovy Lázně–Cheb	I/21 (E/49)	10 569–13 229
Cheb–Sokolov–Karlovy Vary–Ostrov	R6, I/6 (E/48, E/49)	8 410–19 996
Rozvadov–Plzeň–Praha	D5 (E/50)	11 269–48 157
Preštice–Plzeň	I/27 (E/53)	15 858–17 402
Nové Strašecí–Praha	R6 (E/48)	10 854–20 783
Český Krumlov–České Budějovice	I/39 (částečně E/55)	11 389–20 628
Třeboň–České Budějovice	I/34 (E/49, E/551)	10 167–12 376
Tábor–České Budějovice	I/3, D3 (E/55)	9 357–28 592
České Budějovice–Vodňany	I/20 (E/49)	10 315–23 385
Protivín–Písek–Dobříš–Praha	I/20, I/4, R4 (částečně E/49)	11 049–29 950

Zdroj: ŘSD, 2014; vlastní zpracování

Z výše zpracovaných analýz byly identifikovány na základě nevhodného typu habitatu a krajinného pokryvu některé méně průchodné migrační koridory. Jsou jimi koridory 1, 13, 18, 20, 22 a právě u těchto spojení je provedeno dodatečné ohodnocení meziploškových vzdáleností, které rys musí překonat v otevřené krajině. Pro porovnání je stejná analýza provedena i u všech ostatních spojení (viz Tab. 12), avšak detailněji jsou popsány jen koridory s velkým migračním potenciálem. V rámci každého koridoru je tedy hodnocena průměrná, minimální a maximální vzdálenost mezi ploškami vhodného habitatu ($HSI > 50 \%$). Koridor 1 byl vybrán z toho důvodu, že má větší množství nevhodného typu habitatu, ale výsledky u analýzy meziploškových vzdáleností nejsou tak špatné. Jedinec by musel překonat jen tři úseky o průměrné délce 353,18 m přes méně vhodný habitat. Nejdelší úsek měří „jen“ 447,21 m. V koridoru 13 je nejhorší typ habitatu také poměrně hojně zastoupen, avšak během migrace rys překonává otevřenou krajinu jen v úsecích o průměrné velikosti 312 m a dokonce nejdelší úsek měří pouhých 424 m.

Tab. 12: Meziploškové úseky nevhodného typu habitatu

Označení koridoru	Spojené plošky	Průměrná vzdálenost [m]	Největší vzdálenost [m]	Nejmenší vzdálenost [m]	Počet úseků
1	A-C	353,17	447,21	200,00	3
2	C-E	363,54	1 442,22	200,00	13
3	E-G	373,50	848,53	200,00	7
4	F-H	322,01	412,31	141,42	3
5	F-I	630,42	848,53	412,31	2
6	G-I	848,53	848,53	848,53	1
7	H-I	848,53	848,53	848,53	1
8	J-I	306,16	412,31	200,00	2
9	K-I	500,00	900,00	200,00	3
10	L-I	697,21	894,43	500,00	2
11	L-J	394,38	894,43	141,42	7
12	L-M	853,55	1 000,00	707,11	2
13	L-N	312,12	424,26	200,00	2
14	N-K	599,43	943,40	300,00	4
15	N-P	444,48	989,95	200,00	9
16	P-M	482,30	1 140,18	200,00	7
17	P-O	552,77	905,54	200,00	2
18	P-R	608,29	1 044,03	223,61	7
19	S-L	888,54	5 774,00	200,00	18
20	S-R	590,17	1 063,01	316,13	7
21	S-T	823,78	5 423,10	141,42	24
22	S-U	655,68	5 424,00	141,42	29
23	T-E	522,71	1 300,00	200,00	27
24	T-H	478,16	1 200,00	141,42	25
25	T-J	496,04	1 216,55	100,00	23
26	T-V	948,22	1 216,55	100,00	20
27	V-B	398,66	1 005,00	141,42	20
28	W-A	411,13	989,95	200,00	14
29	W-T	528,39	2 334,52	100,00	24
30	W-V	514,31	1 300,00	141,42	11
31	X-A	453,82	1 204,16	200,00	16
32	X-W	442,73	943,40	200,00	7
33	X-Y	341,54	412,31	200,00	3
34	Y-W	494,23	943,40	200,00	6

Zdroj: vlastní zpracování

Hůře na tom jsou koridory 18 a 20, kdy průměrná velikost meziploškových vzdáleností dosahuje 608 m, respektive 590 m. U obou koridorů by rys musel překročit úsek o velikosti více jak 1 km, kde je zastoupen jen nevhodný typ habitatu. Skupinu vybraných koridorů ukončuje koridor 22, ve kterém je hojně zastoupena orná půda a urbánní plochy.

Průměrnou vzdálenost, kterou rys musí urazit přes nevhodný typ habitatu v tomto spojení je 655 m, avšak nejdelší úsek dosahuje neuvěřitelných 5,4 km.

Pro porovnání jsou detailně vyhodnoceny i koridory 10, 25 a 32, které byly podle předchozích analýz identifikovány jako vysoce průchodné. Koridor 10 patří mezi spojení s největším procentuálním zastoupením kvalitního typu habitatu a také mezi koridory s nejvyšší mírou lesnatosti. Pokud by však migrující jedinec využil tento koridor, musel by projít dvěma úseky nevhodného typu habitatu o průměrné délce 697 m, kdy delší úsek měří 894,43 m. V rámci koridoru 25 musí rys projít ve dvou úsecích více jak 1 km otevřenou krajinou, přičemž v trase spojení je ještě dalších 20 úseků (v rozmezí 100–800 m), které neodpovídají požadavkům rysa na biotop. Koridor 32 má o něco menší nejdelší úsek (943,40 m) nevhodného typu habitatu, avšak průměrná délka všech nevyhovujících úseků v rámci tohoto spojení se blíží hodnotě jako v předchozím příkladu.

6.4.4 Vyhodnocení propustnosti koridorů pomocí multikriteriální analýzy

Doposud jsme mohli pozorovat značnou rozporuplnost výsledků, které jednoznačně neurčily méně a více průchozí koridory. Z tohoto důvodu je v tomto krátkém příspěvku provedena komplexní multikriteriální analýza, jejímž cílem je stanovení nejlépe navržených spojení, ale také i těch nejhorších. Jako kritéria jsou zvolena délka koridoru, průměrná šířka koridoru, habitat, lesnatost, meziplošková vzdálenost a dopravní komunikace (viz Tab. 13). Výsledným hodnotám jsou přiřazeny body na základě vlastního zvážení, ale také podle studií Schadt et al. (2002a), Huck et al. (2010), Klar et al. (2012), Niedziałkowska et al. (2006) a May et al. (2008) či podle informací z rešeršní části práce (viz Kapitola 3). Každý migrační koridor obdržel celkový počet bodů v rozmezí 2–13 s tím, že nejmenší počet bodů značí spojení s nejvyšší konektivitou. Z Tab. 13 je patrné, že koridory 2, 21, 22, 23, 26, 29, 31 nabízejí menší konektivitu. Výsledné body se u těchto koridorů pohybují okolo 11–12 bodů. Pokud se ale zaměříme na jednotlivé bodové ohodnocení, zejména u koridorů 2, 23, 26, 29 a 31, je míra průchodnosti snížena dopravními komunikacemi. Kdyby se v těchto případech přistoupilo na dodatečné zajištění průchodnosti pomocí migračních objektů, konektivita koridorů by se výrazně navýšila. Koridory 21 a 22 dosáhly, kromě kategorie dopravní infrastruktura, také vysoký počet bodů u meziploškových vzdáleností. Trasa koridorů vede v těchto případech přes nevhodný typ habitatu a migrující jedinec by musel překonat více jak 5,4 km v otevřené krajině. Ve srovnání s předešlými příklady nejlépe propustné koridory obdržely v celkovém součtu bodů jen 2–5 bodů. Koridory s největší konektivitou jsou většinou situované na Šumavě (4, 5, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 33), avšak najde se mezi nimi i jedna výjimka. Koridor 33 se totiž nachází v Krušných horách. Pokud zhodnotíme, jaké kritérium obdrželo nejvyšší počet bodů u těchto koridorů, tak podobně jako v předchozím případě jde o dopravní komunikace. Další kritéria jsou většinou

obodována nulou. Z těchto výsledků je tedy patrné, že hlavní překážku v migraci představují liniové migrační bariéry.

Tab. 13: Bodové ohodnocení kritérií

Označení koridoru	Spojené plošky	Délka koridoru	Průměrná šířka koridoru	Habitat	Lesnatost	Meziploškové vzdálenosti	Dopravní komunikace	Součet bodů
1	A-C	0	0	1	1	0	4	6
2	C-E	2	0	0	0	3	7	12
3	E-G	1	0	1	0	1	3	6
4	F-H	0	0	0	0	0	4	4
5	F-I	0	0	0	0	1	3	4
6	G-I	0	1	0	0	1	4	6
7	H-I	0	0	0	0	1	4	5
8	J-I	0	0	0	0	0	2	2
9	K-I	0	0	0	0	1	4	5
10	L-I	0	1	0	0	1	3	5
11	L-J	0	0	0	0	1	3	4
12	L-M	0	0	0	0	1	4	5
13	L-N	0	0	1	1	0	3	5
14	N-K	1	0	0	0	1	4	6
15	N-P	1	1	0	0	1	4	7
16	P-M	1	0	1	1	2	4	9
17	P-O	0	0	1	1	1	3	6
18	P-R	0	0	1	1	2	4	8
19	S-L	2	1	0	0	3	4	10
20	S-R	0	0	1	1	2	4	8
21	S-T	3	1	0	0	3	4	11
22	S-U	3	1	1	0	3	4	12
23	T-E	2	1	0	0	2	7	12
24	T-H	2	1	0	0	2	4	9
25	T-J	2	1	0	0	2	4	9
26	T-V	1	1	0	0	2	7	11
27	V-B	2	0	1	1	2	4	10
28	W-A	1	0	1	1	1	4	8
29	W-T	2	1	0	0	3	7	13
30	W-V	1	0	1	1	2	4	9
31	X-A	2	0	1	0	2	7	12
32	X-W	1	0	0	1	1	4	7
33	X-Y	0	0	1	0	0	4	5
34	Y-W	0	0	1	1	1	4	7

Zdroj: vlastní zpracování

6.4.5 Vztah migračních koridorů k vybraným kategoriím územní ochrany přírody a krajiny

Realizace nově navržených koridorů může být podpořena zjištěním, že koridory jsou ze 78 % chráněny některou kategorií územní ochrany přírody a krajiny (viz Tab. 14 a Příl. 33). Tento závěr vychází z analýzy současných chráněných území, přičemž byl využit soubor dat, který je volně přístupný na stránkách Evropské agentury pro životní prostředí (EEA, 2014).

Tab. 14: Vztah migračních koridorů k vybraným kategoriím ochrany přírody

Označení koridoru	Spojené plošky	Plocha koridoru [km ²]	Plocha bez územní ochrany [km ²]	Plocha bez územní ochrany [%]
1	A–C	652,97	277,11	42,44
2	C–E	652,25	66,26	10,16
3	E–G	655,03	41,11	6,28
4	F–H	652,71	20,40	3,13
5	F–I	654,96	5,40	0,82
6	G–I	652,83	3,10	0,47
7	H–I	653,76	2,73	0,42
8	J–I	657,65	1,10	0,17
9	K–I	652,70	5,94	0,91
10	L–I	655,46	2,56	0,39
11	L–J	659,93	4,99	0,76
12	L–M	636,34	31,51	4,95
13	L–N	652,26	46,72	7,16
14	N–K	653,81	21,60	3,30
15	N–P	654,31	208,94	31,93
16	P–M	654,51	345,58	52,80
17	P–O	653,16	333,75	51,10
18	P–R	652,13	288,57	44,25
19	S–L	659,36	50,30	7,63
20	S–R	652,52	227,64	34,89
21	S–T	653,37	234,16	35,84
22	S–U	653,04	184,75	28,29
23	T–E	633,22	233,66	36,90
24	T–H	653,66	236,99	36,26
25	T–J	668,75	135,16	20,21
26	T–V	653,50	310,40	47,50
27	V–B	655,94	298,58	45,52
28	W–A	652,30	56,42	8,65
29	W–T	655,79	278,29	42,44
30	W–V	652,11	104,89	16,08
31	X–A	651,80	212,18	32,55
32	X–W	655,29	94,76	14,46
33	X–Y	654,67	366,55	55,99
34	Y–W	654,22	121,23	18,53

Zdroj: vlastní zpracování

Na území České republiky byla do analýzy zahrnuta zvláště chráněná území, zatímco v Německu a Rakousku do této analýzy vstupovaly – *Nationalpark*, *Naturschutzgebiet*, *Landschaftsschutzgebiet*, *Naturpark*, *Geschützter Landschaftsteil* (EEA, 2014). K těmto chráněným územím jsou přidána ještě data za soustavu Natura 2000 a údaje za systém ÚSES. Takto sloučená vrstva chráněných území pokrývá migrační koridory ze 78 %. Nicméně koridory nespádají do chráněných území stejnou měrou. Plocha koridorů 5–11 by v současnosti byla z větší části již chráněná, avšak např. spojení 16, 17 a 33 by bylo chráněno ani ne z 50 %.

Migrační koridory a systém ÚSES by měly zajišťovat konektivitu krajiny, a proto je jejich vzájemný vztah popsán detailněji v následujícím textu. V části 6.3.3 jsou identifikovány pro migraci rysa ostrovida zcela nevhodně umístěné nadregionální biokoridory a biocentra. Tento výsledek nemusí být ničím překvapujícím, protože ÚSES je navržen podle odlišných kritérií, které se neztotožňují s biologickými a ekologickými nároky velkých šelem. Skladební prvky ÚSES chrání všechny typy biotopů (Buček, 2012; Pešout & Hošek, 2012) a z tohoto důvodu se stávají v několika případech pro migrující šelmu zcela neprůchodné. Většina nadregionálních koridorů se tedy ani nemůže shodovat svým průběhem trasy s umístěním potenciálně migračních koridorů. Mezi takovéto případy patří koridor 2, který propojuje Doupovské hory a Křivoklátsko, nebo koridor 3 spojující Křivoklátsko s Brdy (viz Příl. 34). V obou případech je do nadregionálních prvků ÚSES zahrnuta oblast Křivoklátska, avšak toto území nebylo vybráno mezi základní habitatové plošky při tvorbě migračních koridorů (viz 6.4.1). Z tohoto důvodu potenciální migrační koridor nemusí zasahovat až do oblasti Křivoklátska, a proto potenciální migrační koridory vedou jinou trasou než nadregionální koridor ÚSES. Částečně se liší průběh nadregionálního koridoru 1 a migračního koridoru, který spojuje Český les a Doupovské hory, případně i Krušné hory. Trasa mezi ploškou A a W je v obou případech podobná, liší se jen v okolí Sokolova. Koridory se však rozcházejí ve spojení mezi ploškou A a X, protože obě „ramena“ nadregionálního koridoru směřují do Smrčin a jsou vedena ve směru východ–západ. Ve srovnání s tím je migrační koridor pro šelmu situován v severojižním směru a spojuje plošky A–X napřímo. Dalším příkladem je potenciální migrační koridor spojující plošky W–V–T (Doupovské hory–Manětínská–Brdy), který je situován blíže k městům Rokycany a Plzeň ve srovnání s nadregionálním koridorem 2. Ten vede po východním obvodu zájmového území. Osu migračního koridoru W–V–T však tvoří jedna z větví nadregionálního koridoru 10.

Nadregionální koridor 4 má částečně shodnou trasu s migračním koridorem spojující plošky T–U–S. Průběh trasy se liší jen na počátku u plošek T a U, kdy migrační koridor probíhá v těsné blízkosti Příbrami, zatímco nadregionální koridor je stažen více doprava a vede po obvodu zájmového území. Jejich trasa se liší i v oblasti Třeboňska,

kde nadregionální koridor se napojuje na tuto oblast z jihozápadu, zatímco migrační koridor navazuje na Třeboňsko ze severozápadu. Spojení Třeboňska a Blanského lesa či Boletic probíhá v obou případech stejně pomocí koridoru v těsné blízkosti Českých Budějovic. Zcela odlišnou trasu mají koridory 5 a 6, které propojují Třeboňsko, respektive Novohradské hory se Šumavou a Šumavským podhůřím, ve srovnání s potenciálním migračním koridorem probíhajícím mezi ploškami R-P-O-M-N. Potenciální migrační koridor vede po obvodu zájmového území a do Šumavy směřuje buď stále v blízkosti státních hranic, nebo trasou v těsné blízkosti Českého Krumlova. Ve srovnání s tím jsou nadregionální koridory 5 a 6 vedeny vnitrozemím ve směru jih-sever.

Nadregionální prvky ÚSES (7, 8, 9, 1), které se nacházejí na Šumavě a v Českém lese většinou kopírují trasu potenciálních migračních koridorů. Mezi vnitrozemskými spojeními je překvapujícím zjištěním, že nadregionální koridor 11 má stejnou trasu v celé své délce jako potenciální migrační koridor. Odlišným případem je koridor 10, kdy u jeho dvou větví vede trasa zcela odlišným územím než tomu je u migračního koridoru šelmy. Částečně se tato spojení překrývají v počátečních a koncových místech. Zcela nevhodně je umístěn nadregionální koridor 12, protože v této oblasti nevznikl potenciální migrační koridor. Z tohoto důvodu je migrace šelmy mezi Šumavou a přírodním parkem Údolí Vltavy a Otavy zcela vyloučeno.

Na závěr jsou porovnány migrační koridory a nadregionální prvky ÚSES s body výskytu rysa ostrovida. Z Příl. 35 jsou patrné jisté shluky bodů výskytu šelmy, od kterých vedou v některých částech území jisté preferenční trasy. Například z Českého lesa jedinci migrují do Smrčin pravděpodobně severozápadním směrem, zatímco potenciální a migrační koridory jsou vedeny především severovýchodně. Migrace mezi Českým lesem a Šumavou probíhá více méně v hranicích jak migračního koridoru, tak nadregionálních prvků ÚSES. Výjimku tvoří samostatně se vyskytující nálezová data hlouběji ve vnitrozemí zájmového území, které však nelze považovat za směrodatné při určení dráhy migrace. Patrná je i preferenční trasa do Brdské vrchoviny a tato trasa se shoduje s potenciálními migračními koridory a nadregionálními útvary ÚSES. Co se týče podhůří Šumavy, jak českého, tak německého, nelze říci, zda je v těchto oblastech upřednostňovaná některá cesta pro migraci šelmy. V této oblasti jde o skupiny nálezových dat, které patří spíše rezidentním, než migrujícím jedincům. Trasa, kterou volí rys, aby se dostal ze Šumavy do Novohradských hor, kopíruje jak migrační koridory, tak nadregionální koridory ÚSES. V této oblasti mezi ploškou M, N a P vystupuje zřetelně prostor, kterému se rys vyhýbá. Jde o Lipenskou přehradní nádrž a také o její levý břeh, zejména o lokality Černá v Pošumaví, Frymburk a Lipno nad Vltavou. V oblasti N-P-R-S-N je patrný značný počet bodů výskytu, avšak upřednostňovanou trasu nelze určit. Z Příl. 35 je jen patrné, že rys se šíří vnitrozemím tohoto bloku stejně často, ne-li více, v porovnání s potenciálním migračním koridorem,

který vede po obvodu spojení N-P-R-S-N. Z Třebońska je i jistý náznak směru migrace šelmy na sever, přičemž body výskytu se shodují s potenciálním migračním koridorem a nadregionálními prvky ÚSES.

Kapitola 7

DISKUZE

7.1 Zájmové území

Studované území je charakteristické tím, že jeho část, především Šumava, Český les a Novohradské hory, hostí jednu ze dvou jádrových populací rysa ostrovida v České republice. Toto území se řadí i k několika málo oblastem ve střední a západní Evropě, kde je pravidelně monitorována přítomnost šelmy (Breitenmoser et al., 2007; Jędrzejewski et al., 1996; Niedziałkowska et al., 2006). Šumavská populace podobně jako populace v pohoří Jura (Capt, 2007; Zimmermann & Breitenmoser, 2007), Vogézy (Basille et al., 2008) a Alpy (Marboutin et al., 2006) musela být založena reintrodukovanými jedinci (Bufka, 2003; Breitenmoser et al., 1993; Capt, 2007; Linnell et al., 2007). Přímé spojení se zdrojovými populacemi např. v Karpatech či v Bělověžském pralese chybělo a stále není navázáno (Bloemmen & Van der Sluis, 2004; Schadt et al., 2002a; Zimmermann, 2004). V České republice byl rys vypuštěn na Šumavě v 70. letech 20. století (Červený et al., 2006). Za bezmála 40 let se jeho výskyt rozšířil i do dalších lesnatých pohoří při státních hranicích s Německem i Rakouskem (ALKA Wildlife, 2014; Bufka, 2003; NDOP AOPK, 2014). Někdy zavítají osamocení jedinci i do vnitrozemí (Planický hřeben, Brdská vrchovina, Slavkovský les, Doupovské hory) (Červený et al., 2004; Uhlíková et al., 2008), avšak nedá se mluvit o dlouhodobém osídlení. Pokud se zaměříme na habitatový model rysa ostrovida (viz Příl. 11) je z něj patrné, že vyjma pohraničních lesnatých pohoří (Šumavy, Český les, Smrčiny, Novohradské hory) se kvalitní typ habitatu vyskytuje i v Krušných a Doupovských horách, Slavkovském lese, Křivoklátské a Brdské vrchovině či v Třeboňské pánvi. Rys ostrovid si vybírá zejména oblasti s vyššími nadmořskými výškami a větším sklonem (Basille et al., 2008; Niedziałkowska et al., 2006; Schmidt et al., 1997) (viz Obr. 8, 9), což zmíněné lokality bezesporu splňují (vyjma Třeboňska). Jeho požadavky jsou pochopitelné, protože vyšší nadmořské výšky a větší sklon většinou korelují s menším antropogenním tlakem (Basille et al., 2009; Belotti et al., 2012; Bufka, 2003) a také s minimální fragmentací sídelní a dopravní infrastrukturou (viz Obr. 11, 12). Přírodní podmínky v České republice, které se nacházejí ve vyšších nadmořských výškách a v oblastech se strmými svahy, nejsou vhodné pro intenzivní zemědělství ani pro výstavbu dálnice, na druhou stranu jsou spjaty s výskytem všech kategorií lesa a v některých částech i s loukami a pastvinami (viz Obr. 10). Oblasti ve vyšších nadmořských výškách, s větším sklonem, spolu s vysokou mírou lesnatosti byly popsány již v několika studiích jako ideální prostředí pro trvalý výskyt šelmy (Basille et al., 2008; Breitenmoser et al., 2007;

Červený et al., 2006; Huck et al., 2010; Jędrzewski et al., 1996; May et al., 2008; Niedziałkowska et al., 2006; Schadt et al., 2002a; Wölfl & Kaczensky, 2001).

V jádrové oblasti trvalého výskytu rysa – Český les, Šumava, Boleticko, Blanský les, Novohradské hory – by mělo být podporováno šetrné lesní hospodaření, které by minimalizovalo výskyt holosečí a přispívalo by k rozvoji strukturovaného porostu (Kutal et al., 2010). V těchto oblastech je také důležité, aby outdoorové sporty nenarušovaly, zejména v ranních a večerních hodinách, aktivity šelmy (Belotti et al., 2012; Breitenmoser et al., 2007). Mimo jiné by zde měly být omezeny tvrdé formy turistiky – zábavní parky, lyžařské areály (Kutal et al., 2010). V neposlední řadě je nutné upozornit na výsledky jak z modelu fragmentace (viz Příl. 9), tak z habitatového modelu (viz Příl. 11), které poukázaly na to, že všechny tři vojenské újezdy (Hradiště, Brdy, Boletice) jsou mnohdy vhodnějšími oblastmi k trvalému výskytu rysa, než tomu je u lokalit, které jsou chráněné některou kategorií ochrany přírody a krajiny. Otázkou zůstává, proč oblasti jako je Brdská vrchovina, Slavkovský les, Doupovské hory či Krušné hory nebyly doposud trvale osídleny rysem. Částečné vysvětlení podává vyhodnocení migračních bariér v navržených koridorech (viz 6.4.3) a v rámci nadregionálních prvků ÚSES (viz 6.3.3).

Rys není omezen hranicemi České republiky, jeho koncentrované body výskytu jsou zaznamenány především v bavorské části Šumavy a v rakouském kraji Mühlviertel (ALKA Wildlife, 2014). V některých případech je s šumavskou populací počítáno jako se zdrojovou populací, která by se významně podílela na přirozené rekolonizaci německých oblastí s kvalitním habitatem (Kramer-Schadt et al., 2005). Přirozená rekolonizace pohoří jako je Durynský les, Harz či Černý les by byla dosažena pomocí migračních koridorů (Kramer-Schadt et al., 2005), které by byly součástí mezinárodních ekologických sítí (Bloemmen & Van der Sluis, 2004; Plesník & Vítek, 2012; Strnad et al., 2010). V současnosti by šelma musela překonat vysoce fragmentovanou krajinu (EEA, 2011; Jaeger, 2005), ve které by narazila na řadu liniových i plošných migračních bariér (Kramer-Schadt et al., 2005). V České republice tvoří kostru ekologické sítě ÚSES (Buček, 2012; Pešout & Hošek, 2012), který je zároveň jediným legislativním nástrojem ochrany přírody a krajiny zajišťující konektivitu krajiny (Buček, 2012; Strnad et al., 2010). Nejen v této práci, ale i ve studiích Šťovíčkové (2014) a Zýky (2012), jsou popsány případy, kdy nadregionální koridory nezajišťují dostatečnou průchodnost krajiny. V našem případě je trasa biokoridoru několikrát vedena přes ornou půdu či prochází zástavbou, v úsecích Karlovy Vary–Cheb, Mariánské Lázně–Plzeň, Strakonice–Písek je osa koridoru dokonce tvořena dopravní komunikací.

7.2 Míra nejistoty u vstupních dat

Každá analýza je obestřena jistou mírou nejistot, které se zvyšují u nekvalitních vstupních dat. Zachycené snímky z automatických kamer v lokalitě Na Skalce mohou být neúplné, protože v některých obdobích, kdy nebyla pořízena ani jedna fotka, byl nalezen trus šelmy. To samé platí o výsledcích z webového portálu Geocaching.cz, kde nemusely být zaznamenány všechny návštěvy v lokalitě Jodlova kamene. Nicméně tyto podklady jsou důležité k tomu, abychom měli alespoň přibližnou představu, o tom, jak rys reaguje na antropogenní vliv přímo v lokalitě, kam se pravidelně vrací. Lokalita Na Skalce se nachází uprostřed relativně nefragmentovaného lesního celku, avšak v širší oblasti je popsán čilý turistický ruch. Z tohoto důvodu byl částečně potvrzen závěr ze studií Basille et al. (2008) a Bunnefeld et al. (2006), že rys ostrovid je schopen snášet přítomnost lidí, avšak pod podmínkou, že se bude vyskytovat v lese či jeho těsné blízkosti. Další možná nejistota vzniká u nálezových dat. Pomineme-li otázku přesnosti telemetrických i nálezových dat, vyvstane zde problém s nerozdělenými body výskytu šelmy, které nejsou rozdělené podle charakteru výskytu či disperze. Je velký rozdíl v nárocích na prostředí u migrujícího jedince, který si teprve hledá své teritorium (Breitenmoser et al., 1993; Bufka, 2003; Marboutin et al., 2006) a pohybujícím se rezidentním rysem v rámci jeho domovského okrsku (Basille et al., 2009; Jędrzejewski et al., 1996; Linnell et al., 2001b). Studie tedy pracuje s nerozdělenými nálezovými daty, a proto předpokládá, že nároky jedince během migrace se významně nemění a jsou stejné jako požadavky rezidentního rysa.

7.3 Vyhodnocení použitých analýz

V práci jsou k tvorbě jednotlivých modelů použity převážně kvantitativní metody hodnocení – Effective Mesh Size (Jaeger et al., 2000), ENFA (Hirzel et al., 2002) a Corridor Designer (Majka et al., 2007). Všechny tři metody jsou ovlivněny kvalitou vstupních dat a jistou mírou nejistoty ve výsledné interpretaci. V případě tvorby modelu fragmentace je výsledek míry fragmentace zájmového území z větší části závislý na nastavení parametrů a prostorové přesnosti vstupních vrstev ve fragmentační geometrii (EEA, 2011; Jaeger et al., 2007; Zýka, 2012) (viz Příl. 9, 10). Studované území má rozlohu přibližně 32 000 km² a zvolené vrstvy ve fragmentační geometrii jsou pro tento případ postačující. Pokud by však bylo hodnoceno území na menší prostorové úrovni, do fragmentační geometrie by měly být zahrnuty i nižší kategorie dopravní infrastruktury (silnice II. a III. třídy) či menší obce. V případě habitatového modelu je použita analýza ENFA, stejně jako MAXENT či MAHALANOBIS DISTANCE, odkázána na vstupní soubory dat (Clark Labs, 2011; Guisan & Zimmermann, 2000; Václavík & Meentemeyer, 2009). Environmentální proměnné, které nelze vhodně interpretovat a vizualizovat v digitální podobě, nemohou být použity v počítačovém modelu. V praxi to znamená, že do analýzy ENFA, v rámci této studie,

nemohly být zahrnuty informace o hustotě kořisti, či mortalitě způsobené lidmi (pytláctví, srážka s dopravním prostředkem). V neposlední řadě by bylo dobré do modelu zařadit i predační tlak rysa na dobytek. Podrobná statistická data o mortalitě či predačním tlaku rysa však neexistují a to i přesto, že tyto faktory hrají klíčovou roli v rozšíření šelmy (Bunnefeld et al., 2006; Dannell et al., 2006; Fernández et al., 2003; Niedziałkowska et al., 2006). Co se týče hustoty kořisti, předpokládá se, že v rozsahu studovaného území je na takové úrovni, že neohrozí výběr lokality rysem. Analýza ENFA, podobně jako metody vycházející z ekologické niky (Clark Labs, 2011; Eastman, 2006; Guisan & Zimmermann, 2000), má však jednu velkou nevýhodu v tom, že je založena jen na prezenčních datech (Hirzel et al., 2002). V případě této studie to není problém, protože nálezová data byla získána jak z NP a CHKO Šumava (Bufka, 2013), tak z nálezové databáze NDOP AOPK (NDOP AOPK, 2014). Podařilo se také shromáždit data z tzv. Rysích hlídek Hnutí DUHA a v neposlední řadě do analýzy vstupuje i soubor dat, který pochází ze stále běžícího projektu Trans Lynx (ALKA Wildlife, 2014).

Možné nepřesnosti, kterých bylo dosaženo při tvorbě habitatových modelů, se mohou ještě prohloubit při modelaci koridorů. Tvorba potenciálních migračních koridorů je totiž úzce spjata s vytvořeným habitatovým modelem (Atwood et al., 2011; Huck et al., 2010; Majka et al., 2007; Rodríguez-Soto et al., 2013). Potenciální migrační koridory reprezentují tzv. cestu nejnižších nákladů (Majka et al., 2007), což je nejlepší možné řešení v rámci nabízených možností. Nejlepší možné řešení však nemusí být ideální východisko pro migrujícího jedince (Moilanen, 2012). Vnitřní prostředí a prostorové parametry jednotlivých koridorů jsou posuzovány pomocí hodnotících nástrojů Corridor Designer a výsledné hodnoty jsou použity v multikriteriální analýze. Do komplexní analýzy je vybráno šest rovnocenných kritérií (délka koridoru, průměrná šířka koridoru, habitat, lesnatost, meziplošková vzdálenost, dopravní komunikace), tak aby výsledná míra konektivity jednotlivých koridorů byla co nejvěrohodnější. Kritéria jsou obodována po vzoru studií Schadt et al. (2002a), Huck et al. (2010), Klar et al. (2012), Niedziałkowska et al. (2006), May et al. (2008) či informací pocházejících z rešeršní části práce (viz Kapitola 3). Multikriteriální analýza může být zatížena notnou dávkou subjektivity a výsledný model se může diametrálně lišit podle znalostí „zadavatele“, i přesto bylo rozhodnuto, že v tomto případě bude lepším řešením kvalitativní, než kvantitativní analýza. Konektivita krajiny může být hodnocena i na základě genetické analýzy populací, která zaručuje nejpřesnější výsledky z výše prezentovaných metod (Atwood et al., 2011; Romportl et al., 2010). V našem případě by však tato analýza nemohla být ani využita, protože se v zájmovém území vyskytuje jen jedna populace.

7.4 Potenciální migrační koridory

Fragmentace krajiny v České republice spěje do bodu, který bude neúnosný pro ochranu celistvosti krajiny jako celku (Anděl et al., 2010c). Současný stav míry fragmentace je sice nižší než v západní Evropě (EEA, 2011), avšak aktuální trendy krajinných změn (rychlý rozvoj sídelní struktury, výstavba mimo intravilány obcí, budování rychlostních komunikací) navyšují fragmentaci krajiny. Rychlé zhoršování situace přispívá k tomu, že se západní Evropě v těchto kritériích brzy vyrovnáme (Anděl et al., 2010; EEA, 2006; Sýkora, 2010), místo toho, abychom se z chyb sousedů poučili. Konektivita krajiny byl přitom již v nesčetném množství studií přisuzován mimořádný význam (Atwood et al., 2011; Beier et al., 2008; Majka et al., 2007; Rodríguez-Soto et al., 2013; Schadt et al., 2002a). Ten spočívá v tom, že současná chráněná území pokud nejsou dostatečně propojená, budou v budoucnu ekologicky neudržitelná (Anděl et al., 2010). Nejenže se omezí tok genů, energie a materiálu mezi chráněnými oblastmi (Bloemmen & Van der Sluis, 2004; Lipský, 1998), ale společenstva v těchto oblastech budou náchylnější k nepředvídatelným environmentálním i demografickým změnám (Groom et al., 2006; Lindenmayer & Fischer, 2006; Tkadlec, 2008). Z výsledků nejen této práce, ale i ze studií Forresta et al. (2012), Hucka et al. (2010), Klara et al. (2012), Kramer-Schadt et al. (2005) je tedy více než patrné, že současná ochrana přírody a krajiny se bez její konektivity neobejde. Migrační koridory navržené v rámci této práce by mohly být jistým řešením pro navýšení propojenosti v některých částech zájmového území. Tvorba migračních koridorů začíná u přípravy modelu habitatových plošek (Majka et al., 2006), které vycházejí z limitních hodnot 200 km² a 60 km². V prvním případě jsou identifikovány oblasti, které postačují pro jeden rozmnožující se pár, druhá hodnota limituje jádrovou plošku. Vybrané limitní hodnoty se v některých případech shodují s nastavenými limitními hodnotami v modelech migračních koridorů (Schadt et al., 2002a), avšak většinou tomu tak není (Huck et al., 2010; Schadt et al., 2002b). Je to způsobeno především tím, že každá studie přistupuje k definici jednotlivých habitatových plošek odlišně. Model habitatových plošek je vyhotoven ve dvou verzích, první scénář počítá s výše popsány limitními hodnotami, zatímco ve druhém scénáři je jádrová ploška snížena na hodnotu 40 km². Z druhého modelu habitatových plošek (scénář 2) je patrné rozšíření počtu jádrových plošek, nicméně i přes snížení limitu rozlohy nejsou do jádrových plošek započítány oblasti, jako je Křivoklátsko, údolí Otavy a Vltavy, nebo některé přírodní parky např. Horní Střela a Třemšín. Všechny tyto oblasti se při vyhodnocení habitatového modelu rysa ostrovida jeví jako dostatečně vhodné pro výskyt šelmy, avšak analýza habitatových plošek domněnku vyvrátila.

Model migračních koridorů představuje síť vzájemně propojených oblastí s kvalitním habitatem (HSI > 50 %). Výsledné koridory sice nezaručují stejně funkční spojení,

nicméně i přesto lze v některých případech pozorovat určité shody. Například většina koridorů, vyjma koridoru 20, je vedena oblastmi, kde je vysoká míra lesnatosti (> 64 %). Funkčnost koridorů je tedy částečně zaručena tím, že jejich trasa vede převážně lesnatými celky. Potenciální migrační koridory tedy splňují základní ekologický požadavek rysa na prostředí (Breitenmoser et al., 2007; Červený et al., 2006; Kramer-Schadt et al., 2011; Niedziałkowska et al., 2006; Schmidt et al., 1997). Je ale důležité si uvědomit, že konektivita koridorů bude ovlivněna zbývajícími procenty nelesních úseků, které většinou procházejí ornou půdou či okrajově i zástavbou a křižujícími dopravními komunikacemi. Po vzoru studie Klara et al. (2012) jsou úseky s intenzitou dopravy vyšší než 10 000 aut/24 hodin, které zároveň vstupují do koridorů, vyhodnoceny jako kritická místa pro migraci šelmy. Významnými liniovými migračními překážkami jsou dálnice D5, R4, R6 a silnice I/3, I/20, I/34, a I/39. Jako kritické místo by mohlo být identifikováno i křížení německé rychlostní silnice 20 s koridorem 23, nebo křížení mezinárodní silnice E/55 s koridorem 16 na rakouském území. Bohužel nebyly získány informace o intenzitě dopravy na těchto úsecích.

Je velmi pravděpodobné, že šelma využívá na kratší vzdálenosti situované koridory (6, 7, 9, 10, 12, 13, 17), které z větší části tvoří kvalitní habitat, vyjma koridorů 13 a 17. Otázkou je, zda stejně funkční budou i na větší vzdálenosti situované koridory (19, 21, 22, 23, 25, 29). Navíc spojení 19, 23, 25 a 29 patří k těm nejužším koridorům, vyjma spojení 23. I přesto, že se jedná o nejužší koridory, jejich průměrná šířka dosahuje více než 1 km. Mohli bychom diskutovat o tom, jak široké, či dlouhé by měly být koridory pro migraci rysa ostrovida. Například ve studii De Angela et al. (2013) byla zmíněna hodnota 4 km jako nejmenší možná šířka pro migrující pumu a jaguára v oblasti řeky Paraná. Studií, kde by se řešily limitní parametry migračních koridorů je jen malé množství (Anděl et al., 2010a; Beier et al., 2006; Huck et al., 2010), natož aby byly zaměřeny přímo na jeden druh. I v našem případě se nedá říci, že by byla stanovena limitní šířka či délka koridoru. Celková propustnost koridorů závisí na několika faktorech, a pokud porovnáme prostorové parametry koridorů a celkovou funkčnost koridorů, dostaneme zajímavé srovnání. Mezi koridory s nejnižší konektivitou (2, 21, 22, 23; 26, 29, 31) se ocitly jen dva koridory, které byly označeny jako nejužší (23, 29). Na druhou stranu čtyři nejdelší koridory (21, 22, 23, 29) patří k nejméně propustným spojení. Pokud se zaměříme na nejlépe vyhodnocené koridory (4, 5, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13), tak jen jeden z nich (4) patří k nejširším koridorům. Podobně jako v předchozím příkladu hraje daleko větší roli délka koridoru, kdy z celkových devíti funkčních koridorů jich pět (7, 9, 10, 12, 13, 17) náleží do kategorie nejkratších spojení. Nebylo také potvrzeno, že nejkratší koridory by byly těmi nejširšími, avšak malé koridory obsahovaly největší procentuální zastoupení nejkvalitnějšího typu habitatu (koridory 5, 6, 7). Je také prokázána výrazná korelace mezi kvalitním typem habitatu a krajinným pokryvem lesy a nízký porost v lese (koridory 5, 6, 7, 8, 10). V opačném případě vztah mezi méně

kvalitním typem habitatu a výskytem orné půdy a urbánní plochy nebyl potvrzen. Na druhou stranu orná půda spolu s urbánními plochami se nejvíce vyskytuje v nejdelších koridorech (21, 22, 27, 29) a nejhorší typ habitatu je potvrzen zejména v koridorech, kde je vyšší hustota dopravních komunikací, zejména hustota silnic I. třídy (koridory 1, 13, 18, 20).

Výsledná konektivita každého koridoru byla posouzena na základě komplexní analýzy, do které vstupovaly hodnoty – délka koridoru, průměrná šířka koridoru, habitat, lesnatost, „meziplošková“ vzdálenost a dopravní komunikace. Z celkových 34 koridorů je u 7 z nich identifikována nižší konektivita. Jsou to hlavně spojení mezi Brdy a Českým lesem (23), Doupovskými horami (29), přírodním parkem Manětínská (26) a Třeboňskem (21, 22). Tento výčet doplňují dva koridory, které propojují Krušné hory a Český les (31) a severní a jižní část Českého lesa (2). Z výsledků je tedy patrné, že Brdy jsou izolované od lokalit, kde je pravidelně monitorován výskyt rysa. Možné řešení poskytují koridory 24 a 25, které vedou z Šumavy. I když by rys v rámci těchto koridorů musel překonat úsek o délce 1,2 km v otevřené krajině, tak se stále jedná o schůdnější úseky ve srovnání s koridory 21, 22, 23, 26 a 29. Navíc jsou koridory vedoucí z Šumavy křížovány menším počtem frekventovaných silnic. V případě Českého lesa, minimálně průchozí koridor Český les–Krušné hory může být nahrazen spojením, které je sice delší, ale prochází méně fragmentovanou krajinou Doupovských hor (koridory 29, 32, 34). Otázkou zůstává, jaká je preferenční trasa šelmy mezi severní a jižní částí Českého lesa. Některé výsledky vedou k tomu, že zdatnější jedinci překonávají dálnici D5 v úsecích s nižší intenzitou dopravy. Velmi funkční koridory vedou mezi Českým lesem a Šumavou a také mezi Šumavou a Novohradskými horami. Problém nastává u spojení mezi Šumavou a Třeboňskem, protože přímá cesta, která vede v těsné blízkosti Českých Budějovic, je vyhodnocena jako méně průchozí. V tomto případě se naskýtají dvě možnosti, jak by jedinec z Šumavy mohl migrovat do oblasti Třeboňska. Oba dva koridory procházejí oblastí Novohradských hor, v prvním případě vede koridor po pravé straně Lipenské přehradní nádrže, zatímco druhý koridor prochází v těsné blízkosti Českého Krumlova.

Kapitola 8

ZÁVĚR

V této práci byla zhodnocena současná míra fragmentace širší oblasti Šumavy a návazných lesnatých celků ve vztahu k rozšíření rysa ostrovida. Zájmové území zasahuje do tří států – Česká republika, Spolková republika Německo a Rakousko. Metodou Effective Mesh Size byl vytvořen model fragmentace, ze kterého je patrné, že území nacházející se za hranicemi České republiky je více fragmentované. Na druhou stranu míra fragmentace v České republice enormně narůstá (Anděl et al., 2010; Anděl et al., 2011; EEA, 2011) a to i přesto, že jsou dobře známy negativní důsledky fragmentace. Současné studie (Groom et al., 2006; Hilty et al., 2006; Lindenmayer & Fischer, 2006; Sala et al., 2000) poukazují na to, že fragmentace krajiny se řadí k hlavním globálním problémům současnosti a nelze přitom opomenout, že fragmentované území neovlivňuje jen rostlinná a živočišná společenstva, ale rovněž má zásadní vliv na zdraví a psychiku člověka (Anděl et al., 2010c; Groom et al., 2006). Ne nadarmo považují Anděl et al. (2010c) prostor, který není rozčleněn dopravními či sídelními strukturami v krajině za „cenný a neobnovitelný přírodní zdroj“.

Součástí diplomové práce jsou záznamy z ročního monitoringu rysa ostrovida v lokalitě Na Skalce. Území, které se nachází uprostřed nefragmentovaného lesního celku Libínské hornatiny, je vystaveno poměrně intenzivnímu turistickému ruchu. Neméně důležitý fakt je, že se lidé v oblasti Libínské hornatiny pohybují především ve dne, zatímco šelma je aktivní převážně v noci a v ranních hodinách (Bellotti et al., 2012; Červený et al., 2006). I přes výčet antropogenních aktivit v lokalitě Na Skalce či jejím bezprostředním okolí, je zde pozorován pravidelný výskyt rysa ostrovida, což jen potvrzuje, že rys je tolerantní k přítomnosti lidí. I když je tento vztah podmíněn tím, že se šelma nachází v kontinuálním lesním celku, který jí nabízí řadu možností k úkrytu, a lidské aktivity jsou charakterizovány spíše jako lehčí formy turistického ruchu.

Jeden z dílčích cílů práce byl zaměřen na rozpoznání potenciálně vhodných oblastí k trvalému či přechodnému výskytu rysa ostrovida. Nej kvalitnější typy habitatu se nacházejí v řadě oblastí (Smrčiny, Český les, Šumava, Novohradské hory, Třeboňsko, Brdy, Slavkovský les, Doupovské hory, Krušné hory), ve kterých byly pomocí nástrojů Corridor Designer v prostředí ArcGIS určeny tzv. habitatové plošky. Z celkových 24 habitatových plošek jsou jen tři čtvrtiny trvale osídleny rysem. Vysoký potenciál pro výskyt šelmy byl pozorován i v Brdech, Doupovských či Krušných horách a ve Slavkovském lese. Migrace šelmy je však do těchto oblastí znemožněna nakumulovanými plošnými a liniovými bariérami. Rys ostrovid není omezen státními hranicemi, jako tomu je u medvěda baribala na hranicích Mexika s USA (Atwood et al., 2011) nebo jako tomu bylo za dob socialismu (Bělověžský prales – Polsko/Bělorusko (Jędrzejewski et al., 1996), Šumava – Česká

republika/Německo). Díky tomu je pozorována přítomnost šelmy i v Bavorsku a Rakousku. Navíc některé lokality za hranicemi České republiky byly vyhodnoceny jako vhodné habitatové plošky a z tohoto důvodu se s nimi počítalo i při tvorbě migračních koridorů (Bavorský les, rakouská část Novohradských hor atd.). Výše zmíněné důvody jsou dostatečně významné pro to, aby pokračovala mezinárodní spolupráce, jejímž cílem je podpora životaschopnosti šumavské populace.

Výsledky této práce poukazují na to, že Šumava je oblast s velmi kvalitním habitatem. Ve středoevropském prostoru převyšuje další chráněná území nejen svou rozlohou (NP a CHKO Šumava 162 500 ha), ale i zachovalostí horských ekosystémů. Šumava je v mnoha případech považována za jádrovou oblast výskytu druhů. Je domovem nejen rysa ostrovida, ale žije zde i řada dalších druhů (los evropský, tetřev hlušec, kulíšek nejmenší atd.), které se v jiných oblastech České republiky vyskytují jen sporadicky (AOPK, 2014). V případě rysa se v oblasti Šumavy nachází zdrojová populace, která „dotuje“ novými jedinci menší, avšak na biotop příhodné lokality. Názorová shoda společnosti na přítomnost rysa v lesních ekosystémech není vždy jednoznačná. Negativně se k výskytu šelmy staví zejména majitelé hospodářských zvířat, ale i ti, kteří se bojí o svou bezpečnost. Představa o útočící šelmě je přitom mylně vykonstruována. Rys ostrovid je považován za plaché zvíře, které se spíše schová, než aby napadlo nic netušícího turistu. Navíc se ukázalo, že z důvodu konkurence není myslivecká veřejnost vždy nakloněna opětovnému návratu velkých šelem do přírodních oblastí střední Evropy (Červený et al., 2004). I přes to, že šelma patří mezi ohrožené druhy a je chráněna zákonem, nejrozšířenější příčinou úmrtí je ilegální lov.

Převážná část práce se věnuje konektivitě zájmového území. V souvislosti s větším poznáním ekologických důsledků fragmentace, ale také díky globálním změnám klimatu se v posledních 20 letech zvyšuje význam konektivity krajiny. Podpora konektivity krajiny může být řešena několika způsoby, jedním z nich jsou ekologické sítě. V České republice je ekologická síť tvořena Územním systémem ekologické stability (ÚSES) a dalšími kategoriemi územní ochrany přírody a krajiny. Konektivita krajiny je však zajišťována výhradně biokoridory, které jsou bohužel pro rysa, ale také pro velké savce v některých místech zcela neprůchozí. Na vině je především metodický základ vymezování ÚSES, který umožňuje ochranu nejen lesních, ale i ostatních biotopů, což není slučitelné s ekologickými požadavky velkých savců ve střední Evropě (Mináriková et al., 2010). Neméně významná je i skutečnost, že jsou tolerována i možná přerušení, která vedou k celkové neprůchodnosti biokoridoru.

Současná konektivita zájmového území byla řešena nejen dle stávajícího rámce ÚSES, ale v rámci diplomové práce byly navrženy nové migrační koridory pro rysa ostrovida. Nároky velkých šelem na prostředí patří k těm nejvyšším, a proto zpracované výsledky

mohou posloužit nejen k ochraně jádrových či přechodných oblastí výskytu jediné velké kočkovité šelmy na území České republiky a její preferenčních tras, ale z této ochrany může těžit i celé spektrum živočišných a rostlinných druhů. Potenciální migrační koridory propojují všechny habitatové plošky, avšak kvalita jednotlivých spojení se liší. Nejméně funkčními koridory byly vyhodnoceny trasy, které spojují Brdskou vrchovinu s Třeboňskem, Českým lesem, Doupovskými horami a přírodním parkem Manětínská. Další dvě méně funkční spojení vedou z Českého lesa do Krušných hor a ze severní do jižní části Českého lesa. Obdobně jako ve studiích Huck et al. (2010), Klar et al. (2012) a Schadt et al. (2002a) nebyla ani v této práci určena limitní šířka či délka migračního koridoru. Výsledky ukazují, že optimální řešení závisí na kombinaci několika faktorů – délka koridoru, průměrná šířka koridoru, habitat, lesnatost, „meziplošková“ vzdálenost, dopravní komunikace atd. Obecně však platí, že nižší míra průchodnosti spojení koreluje s delšími koridory a naopak. Na druhou stranu šířka koridoru nehrála u funkčnosti spojení významnou roli. Závěrem je možné konstatovat, že každý koridor by měl být individuálně posuzován a vyhodnocován podle konkrétních podmínek prostředí.

Konektivita krajiny v České republice by si zasloužila větší pozornost nejen vědecké, ale i laické veřejnosti. V opačném případě dospějeme do stádia, kdy fragmentace krajiny bude na takové úrovni, že se ochrana přírody stane neudržitelnou. Na druhou stranu opatření k ochraně konektivity krajiny (ekologické sítě, migrační objekty) jsou známá již řadu let a propustnost krajiny mohou navýšit i nově navržené koridory. Možná realizace koridorů není tak obtížná, jak by se na první pohled mohlo zdát, neboť většina plochy migračních koridorů je v současnosti již chráněna některou kategorií územní ochrany přírody a krajiny (IUCN – II, III, IV, V; NATURA 2000; ÚSES).

Na závěr je důležité připomenout, že kroky, které směřují nejen k navýšení konektivity krajiny, by měly být podpořeny koncepčním přístupem tak, aby bylo propojeno územní plánování s cíli ochrany přírody.

LITERATURA

- AGENTURA OCHRANY PŘÍRODY A KRAJINY (AOPK, 2014): Národní parky a chráněné krajinné oblasti [online], [cit. 2014-06-29]. Access from: <<http://www.ochranaprirody.cz>>.
- ALKA WILDLIFE (2014): Projekt Trans Lynx [online], [cit. 2014-04-24]. Access from: <<http://translynx.selmy.cz/>>.
- ANDĚL, P. (2010): Ochrana konektivity krajiny pro velké savce a metodika výzkumného projektu. In: Anděl, P., Mináriková, T., Andreas, M. (eds.): Ochrana průchodnosti krajiny pro velké savce. Liberec: Evernia, 1–5.
- ANDĚL, P., GORČICOVÁ, I., HLAVÁČ, V., MIKO, L., ANDĚLOVÁ, H. (2005): Hodnocení fragmentace krajiny dopravou-metodická příručka. Praha: AOPK ČR, 67 pp.
- ANDĚL, P., HLAVÁČ, V., LENNER, R. (2006): Migrační objekty pro zajištění průchodnosti dálnic a silnic pro volně žijící živočichy. Technické podmínky. Liberec: Ministerstvo dopravy ČR, 92 pp.
- ANDĚL, P., ANDREAS, M., BLÁHOVÁ, A., BOROVEC, R., GORČICOVÁ, I., HLAVÁČ, V., HORÁČEK, O., CHRUDINA, Z., KORÁBEK, D., MACKOVÁ, M., MINÁRIKOVÁ, T., PETRŽÍLKA, L., ROMPORTL, D., STRNAD, M. (2010a): Dálkové migrační koridory. In: Anděl, P., Mináriková, T., Andreas, M. (eds.): Ochrana průchodnosti krajiny pro velké savce. Liberec: Evernia, 105–118.
- ANDĚL, P., HLAVÁČ, V., GORČICOVÁ, I., PETRŽÍLKA, L., BELKOVÁ, H. (2010b): Migrační bariéry v krajině. In: Anděl, P., Mináriková, T., Andreas, M. (eds.): Ochrana průchodnosti krajiny pro velké savce. Liberec: Evernia, 47–66.
- ANDĚL, P., PETRŽÍLKA, L., GORČICOVÁ, I. (2010c): Indikátory fragmentace krajiny-metodická příručka. Liberec: Evernia, 62 pp.
- ANDRÉN, H., LINNELL, J.D.C., LIBERG, O., ANDERSEN, R., DANELL, A., KARLSSON, J., ODDEN, J., MOA, P.F., AHLQVIST, P., KVAM, T., FRANZÉN, R., SEGERSTRÖM, P. (2006): Survival rates and cause soft mortality in Eurasian lynx (*Lynx Lynx*) in multi-use landscapes. *Biological Conservation*, 131, 23–32.
- ARCDATA PRAHA (ArcData, 2007): Digitální geografická databáze ČR (1 : 500 000), [datové soubory]. Praha: ARCDATA PRAHA.
- ATWOOD, T.C., YOUNG, J.K., BECKMANN, J.P., BRECK, S.W., FIKE, J., RHODES, JR. O.E., BRISTOW, K.D. (2011): Modeling connectivity of black bears in a desert sky island archipelago. *Biological Conservation*, 144, 2851–2862.
- AYRAM, C.A.C, MENDOZA, M.E., SALICRUP, D.R.P., GRANADOS, E.L. (2014, In Press): Identifying potential conservation areas in the Cuitzeo Lake basin, Mexico by multitemporal analysis of landscape connectivity. *Journal for Nature Conservation*.

- BAILEY, T.N. ed. (1993): The African leopard. Ecology and behavior of solitary felid. New York: Columbia University Press, 429 pp.
- BALATKA, B., KALVODA, J. (2006): Geomorfologické členění reliéfu Čech. Praha: Kartografie PRAHA, 79 pp.
- BASILLE, M., CALENGE, C., MARBOUTIN, É., ANDERSEN, R., GAILLARD, J.M. (2008): Assessing habitat selection using multivariate statistics: Some refinements of the ecological-niche factor analysis. *Ecological Modelling*, 211, 233–240.
- BASILLE, M., HERFINDAL, I., SANTIN-JANIN, H., LINNELL, J.D.C., ODDEN, J., ANDERSEN, R., HØGDA, K.A., GAILLARD, J.M. (2009): What shapes Eurasian lynx distribution in human dominated landscape: selecting prey or avoiding people? *Ecography*, 32, 683–691.
- BEIER, P., MAJKA, D.R., SPENCER, W.D. (2008): Forks in the road: Choices in procedures for designing wildland linkages. *Conservation Biology*, 22, 836–851.
- BELOTTI, E., HEURICH, M., KREISINGER, J., ŠUSTR, P., BUFKA, L. (2012): Influence of tourism and traffic on the Eurasian lynx hunting activity and daily movements. *Animal Biodiversity and Conservation*, 35.2, 235–246.
- BLOEMMEN, M., VAN DER SLUIS, T. eds. (2004): European corridors-example studies for the Pan-European Ecological Network. Wageningen: Alterra, 102 pp.
- BOITANI, L. (1995): Ecological and cultural diversities in the evolution of wolf-human relationships. In: Carbyn, L.N., Fritts, S.H., Seip, D.R. (eds.): Ecology and conservation of wolves in a changing world. Canadian Circumpolar Institute, 3–12.
- BÖRGER, L., FRANCONI, N., MICHELE DE, G., GANTZ, A., MESCHI, F., MANICA, A., LOVARI, S., COULSON, T. (2006): Effect of sampling regime on the mean and variance of home range size estimates. *Journal of Animal Ecology*, 75, 1393–1405.
- BREITENMOSER, U., KACZENSKY, P., DÖTTER, M., BREITENMOSER-WÜRSTEN, C., CAPT, S., BERNHART, F., LIBEREK, M. (1993): Spatial organization and recruitment of lynx (*Lynx lynx*) in a reintroduced population in the Swiss Jura Mountains. *Journal of Zoology*, 231, 449–464.
- BREITENMOSER, U. (1998): Large predators in the Alps: the fall and rise of the man's competitor. *Biological Conservation*, 83, 279–289.
- BREITENMOSER, U., BREITENMOSER-WÜRSTEN, C., OKARMA, H., KAPHEGYI, T., WALLMANN-KAPHEGYI, U., MÜLLER U.M. (2000): Action plan for the conservation of the eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Europe. *Nature and Environment*, 112, 68 pp.

- BREITENMOSER, U., BREITENMOSER-WÜRSTEN, C., CAPT, S., MOLINARY-JOBIN, A., MOLINARY, P., ZIMMERMANN, F. (2007): Conservation of the lynx *Lynx lynx* in the Swiss Jura Mountains. *Wildlife Biology*, 13, 340–355.
- BUČEK, A. (2012): Východiska a vývoj tvorby ekologických sítí v ČR. *Ochrana přírody*, Zvláštní číslo Ekologická síť v ČR, 13–17.
- BUFKA, L. (2003): Výzkum a ochrana rysa ostrovida. *Šumava*, 8, 24–27.
- BUFKA, L. (2010): Nálezová databáze Správy NP a CHKO Šumava [datové soubory]. NP a CHKO Šumava: TELEMETRY TEAM.
- BUFKA, L. (2013): Nálezová databáze Správy NP a CHKO Šumava [datové soubory]. NP a CHKO Šumava: TELEMETRY TEAM.
- BUNNEFELD, N., LINNELL, J.D.C., ODDEN, J., DUIJN VAN, M.A.J., ANDERSEN, R. (2006): Risk taking by Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in a human-dominated landscape: effects of sex and reproductive status. *Journal of Zoology*, 270, 31–39.
- CAPT, S. (2007): Monitoring and distribution of the lynx *Lynx lynx* in the Swiss Jura Mountains. *Wildlife Biology*, 13, 356–364.
- CENIA (2014): Databáze vektorových dat [online], [cit. 2014-07-2]. Access from <<http://ns.cenia.cz/arccgis/rest/services/CENIA>>.
- CHEFAOUI, R.M., HORTAL, J. LOBO, J.M. (2005): Potential distribution modelling, niche characterization and conservation status assessment using GIS tools: a case study of Iberian *Copris* species. *Biological Conservation*, 122, 327–338.
- CHRISTENSEN, J.H., HEWITSON, B. BUSUIOC, A., CHEN, A., GAO, X., HELD, I., JONES, R., KOLLI, R.K., KWON, W.T., LAPRISE, R., MAGAÑA RUEDA, V., MEARNES, L., MENÉNDEZ, C.G., RÄISÄNEN, J., RINKE, A., SARR, A., WHETTON, P. (2007): The Physical Science Basis. Contribution in the face of climate change: the role of alternative models, monitoring and adaptation in confronting and reducing uncertainty. *Biological Conservation*, 144, 1204–1213.
- CLARK LABS (2011): Species Distribution Modeling in IDRISI's Land Change Modeler. Worcester: Clark University, 1–2.
- COX, B.C., MOORE, P.D. eds. (2000): Biogeography: an ecological and evolutionary approach. Oxford: Blackwell Science, 298 pp.
- CULEK, M. ed. (1996): Biogeografické členění České republiky. Praha: Enigma, 347 pp.
- ČERVENÝ, J., KOUBEK, P., BUFKA, L., KOCUROVÁ, M., FEJKLOVÁ, P. (2004): Eurasian lynx in the Czech Republic and its chance for survival. *Naturschutz in Niederbayern*, 4, 78–86.
- ČERVENÝ, J., KOUBEK, P., BUFKA, L. (2006): Velké šelmy v České republice: IV. Rys ostrovid. *Vesmír*, 85, 86–94.

- ČESKÁ REPUBLIKA (2010): Zákon č. 114 ze dne 19. února 1992 o ochraně přírody a krajiny [online], [cit. 2014-06-10]. Access from <<http://www.zakonyprolidi.cz/cs/1992-114>>.
- ČESKÝ STATISTICKÝ ÚŘAD (ČSU, 2014): Hustota obyvatelstva [online], [cit. 2014-05-29]. Access from <<http://www.czso.cz>>.
- DANELL, A.C., ANDRÉN, H., SEGERSTRÖM, P., FRANZÉN, R. (2006): Space use by Eurasian lynx in relation to reindeer migration. NRC Research Web [online], [cit. 2014-05-16]. Access from <<http://www.nrcresearchpress.com/>>.
- DARWIN, C. (1859): On the Origin of Species by Means of Natural Selection. London: J. Murray.
- DE ANGELO, C., PAVIOLO, A., DI BITETTI, M. (2011): Differential impact of landscape transformation on pumas (*Puma concolor*) and jaguars (*Panthera onca*) in the Uper Paraná Atlantic Forest. Diversity and Distributions, 17, 422–436.
- DEMEK, J. ed. (1987): Zeměpisný lexikon ČSR – Hory a nížiny. Praha: Academia, 584 pp.
- DOBSON, A.P. (2005): Monitoring global rates of biodiversity change: Challenges that arise in meeting the 2010 goals. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Studies, 360, 229–244.
- DOBSON, A.P., BRADSHAW, A.D., BAKER, A.J.M. (1997): Hopes for the future: Restoration ecology and conservation biology. Science, 277, 515–521.
- DUFEK, J., JEDLIČKA, J., ADAMEC, V. (2004): Fragmentace lokalit dopravní infrastrukturou – ekologické efekty a možná řešení v projektu COST 341 [online], [cit. 2014-05-31]. Access from <<http://www.cdv.cz/file/clanek-fragmentace-lokalit-dopravni-infrastrukturou-ekologicke-efekty-a-mozna-reseni-v-projektu-cost-341/>>.
- EASTMAN, J.R. (2006): Idrisi 15.0 The Andes Edition, Help System. Worcester: Clark University.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA, 2006): Land accounts for Europe 1990-2000: Towards integrated land and ecosystem accounting. Copenhagen: Schultz Grafisk, 11, 112 pp.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA, 2009): Corine Land Cover 2006 [online], [cit. 2014-07-2]. Access from <<http://www.eea.europa.eu/data-and-aps/data/corine-land-cover-2006-raster>>.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA, 2011): Landscape fragmentation in Europe: Joint EEA-FOEN Report. Copenhagen: Schultz Grafisk, 2, 92 pp.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA, 2014): Data about Europe's environment [online], [cit. 2014-07-31]. Access from <<http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data>>.

- FAHRIG, L., MERRIAM, G. (1994): Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology*, 8, 50–59.
- FAZEY, I., FISCHER, J., LINDENMAYER, D.B. (2005): Who does all the research in conservation? *Biodiversity and conservation*, 14, 917–934.
- FERANEC, J., JAFFRAIN, G., SOUKUP, T., HAZEU, G. (2010): Determining changes and flows in European landscapes 1990–2000 using CORINE land cover data. *Applied Geography*, 30, 19–35.
- FERNÁNDEZ, N., DELIBES, M., PALOMARES, F., MLADENOFF, D. (2003): Identifying breeding habitat for the Iberian Lynx: Inferences from a fine-scale spatial analysis. *Ecological Applications*, 13, 1310–1324.
- FERNÁNDEZ, N., SELVA, N., YUSTE, C., OKARMA, H., JAKUBIEC, Z. (2012): Brown bears at the edge: Modeling habitat constraints at the periphery of the Carpathian population. *Biological Conservation*, 153, 134–142.
- FERRANTI, J. (2014): Digital elevation data [online], [cit. 2014-07-3]. Access from <<http://www.viewfinderpanoramas.org/dem3.html>>.
- FORMAN, R.T.T., GODRON, M. (1993): *Krajinná ekologie*. Praha: Academia, 583 pp.
- FORREST, J.L., WIKRAMANAYAKE, E., SHRESTHA, R., AREENDRAN, G., GYELTSSEN, K., MAHESHWARI, A., MAZUMDAR, S., NAIDOO, R., THAPA, G.J., THAPA, K. (2012): Conservation and climate change: Assessing the vulnerability of snow leopard habitat to treeline shift in the Himalaya. *Biological Conservation*, 150, 129–135.
- GEOCACHING (2014): Přehled lokalit v oblasti Na Skalce [online], [cit. 2014-07-7]. Access from <<https://www.geocaching.com>>.
- GEOFABRIK (2014): Open Street Map Data for Europe [online], [cit. 2014-07-10]. Access from <<http://download.geofabrik.de/europe.html>>.
- GETZ, W.M., WILMERS, C.C. (2004): A local nearest-neighbor convex-hull construction of home ranges and utilization distributions. *Ecography*, 27, 489–505.
- GIRVETZ, E.H., THORNE, J.H., BERRY, A.M., JAEGER, J.A.G. (2008): Integration of landscape analysis into regional planning: A statewide multi-scale case study from California, USA. *Landscape and Urban Planning*, 86, 205–218.
- GOOGLE MAPS (2014): Dopravní infrastruktura [online], [cit. 2014-07-11]. Access from <<https://www.google.cz/maps>>.
- GROOM, M.J., MEFFE, G.K., CAROLL, C.R. (2006): *Principles of conservation biology*. 3rd edition. Sunderland: Sinauer Associates, 793 pp.
- GUISAN, A., ZIMMERMANN, N.E. (2000): Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modeling*, 135, 147–186.

- HANSKI, I., FOLEY, P., HASSELL, M. (1996): Random walks in a metapopulation: How much density dependence is necessary for long-term persistence? *Journal of Animal Ecology*, 65, 274–286.
- HARRISON, S. (1991): Local extinction in a metapopulation context: An empirical evaluation. *Biological Journal of the Linnean Society*, 42, 73–88.
- HARTE, J. (2001): Land use, biodiversity, and ecosystem integrity: The challenge of preserving Earth's life support system. *Ecology Law Quarterly*, 27, 929–965.
- HERFINDAL, I., LINNELL J.D.C., ODDEN, J., NILSEN, E.B., ANDERSEN, R. (2005): Prey density, environmental productivity and home-range size in the Eurasian lynx (*Lynx lynx*). *Journal of Zoology*, 265, 63–71.
- HETHERINGTON, D.A., MILLER, D.R., MACLEOD, C.D., GORMAN, M.L. (2008): Potential habitat network for the Eurasian lynx *Lynx lynx* in Scotland. *Mammal Review*, 38, 285–303.
- HILTY, J.A., LIDICKER, W.Z., ADINA, M. (2006): Corridor ecology: the science and practice of linking landscape for biodiversity conservation. Washington: Island Press, 323 pp.
- HIRZEL, A.H., HAUSSER, J., CHESSEL, D., PERRIN, N. (2002): Ecological-niche factor analysis: How to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology*, 83, 2027–2036.
- HOBBS, J.R., YATES, C.J. (2003): Impact of ecosystem fragmentation on plant population: generalising the idiosyncratic. *Australian Journal of Botany*, 51. In: HILTY, J.A., LIDICKER, W.Z., ADINA, M. (2006): Corridor ecology: the science and practice of linking landscape for biodiversity conservation. Washington: Island Press, 323 pp.
- HUCK, M., JĘDRZEJEWSKI, W., BOROWIK, T., MIŁOSZ-CIELMA, M., SCHMIDT, K., JĘDRZEJEWSKA, B., NOWAK, S., MYSŁAJEK, R.W. (2010): Habitat suitability, corridors and dispersal barriers for large carnivores in Poland. *Acta Theriologica*, 55, 177–192.
- HUFFAKER, C.B., BERRYMAN, A.A., LAING, J.A. (1984): Ecological entomology. New York: Academic Press, 844 pp.
- JAEGER, J. (2000): Landscape division, splitting index and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, 15, 115–130.
- JAEGER, J.A.G., BOWMAN, J., BRENNAN, J., FAHRIG, L., BERT, D., BOUCHARD, J., CHARBONNEAU, N., FRANK, K., GRUBER, B., VON TOSCHNAWITZ, K.T. (2005): Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modelling*, 185, 329–348.

- JAEGER, J.A.G., BERTILLER, R., SCHWICK, CH., MÜLLER, K., STEINMEIER, CH., EWALD, K.C., GHAZOUL, J. (2007): Implementing Landscape Fragmentation as an Indicator in the Swiss Monitoring System of Sustainable Development (MONET). *Journal of Environmental Management*, 88, 737–751.
- JĘDRZEJEWSKA, B., JĘDRZEJEWSKI, W. (2005): Large carnivores and ungulates in European temperate forest ecosystem: bottom-up and top-down control. In: Ray, J. C. et al. (eds.): *Large carnivores and the conservation of biodiversity*. Washington: Island Press, 230–245.
- JĘDRZEJEWSKI, W., JĘDRZEJEWSKA, B., OKARMA, H., SCHMIDT, K., BUNEVICH, A.N., MILKOWSKI, L. (1996): Population dynamics (1869–1994), demography and home ranges of the lynx in Białowieża Primeval Forest (Poland and Belarus). *Ecography*, 19, 122–138.
- JĘDRZEJEWSKI, W., SCHMIDT, K., OKARMA, H., KOWALCZYK, R. (2002): Movement pattern and home range use by the Eurasian lynx in Białowieża Primeval Forest (Poland). *Annales Zoologici Fennici*, 39, 29–41.
- KANAGARAJ, R., WIEGAND, T., KRAMER-SCHADT, S., GOYAL, S.P. (2013): Using individual based movement models to assess inter-patch connectivity for large carnivores in fragmented landscapes. *Biological Conservation*, 167, 298–309.
- KLAR, N., HERRMANN, M., HENNING-HAHN, M., POTT-DÖRFER, B., HOFER, H., KRAMER-SCHADT, S. (2012): Between ecological theory and planning practice: (Re-) Connecting forest patches for the wildcat in Lower Saxony, Germany. *Landscape and Urban Planning*, 105, 376–384.
- KRAMER-SCHADT, S., REVILLA, E., WIEGAND, T. (2005): Lynx reintroductions in fragmented landscapes of Germany: Projects with a future or misunderstood wildlife conservation? *Biological conservation*, 125, 169–182.
- KRAMER-SCHADT, S., KAISER, T.S., FRANK, K., WIEGAND, T. (2011): Analyzing the effect of stepping stones on target patch colonisation in structured landscapes for Eurasian lynx. *Landscape Ecology*, 26, 501–513.
- KUNSKÝ, J. (1968): *Fyzický zeměpis Československa*. Praha: Státní pedagogické nakladatelství. 537 pp.
- KUTAL, M., VÁŇA, M., BOJDA, M. (2010): Monitoring velkých šelem v Beskydech 2003–2010. Olomouc: Hnutí DUHA Olomouc. 1–21.
- LARGE CARNIVORE INITIATIVE FOR EUROPE (LCIE, 2014): Guidelines for large carnivores [online], [cit. 2014-04-23]. Access from <<http://www.lcie.org/>>.
- LEACH, K., ZALAT, S., GILBERT, F. (2013): Egypt's Protected Area network under future climate change. *Biological Conservation*, 159, 490–500.

- LEHTOMÄKI, J., MOILANEN, A. (2013): Methods and workflow for spatial prioritization using Zonation. *Environmental Modelling & Software*, 47, 128–137.
- LEVINS, R.A. (1970): Extinction. *Lecture Notes in Mathematics and Life Science*, 2, 75–107.
- LIEBERG, O., ANDRÉN, H. (2005): The lynx population in Sweden 1994–2004. An evaluation of the census data and methods. Report of the Grimsö Wildlife Research Station. Riddarhyttan: Swedish University of Agriculture Science.
- LINDENMAYER, D.B., FISCHER, J. (2006): Habitat fragmentation and landscape change. Washington: Island Press. 344 pp.
- LINNELL, J.D.C., ANDERSEN, R., KVAM, T. (2001a): Home range size and choice of management strategy for Lynx in Scandinavia. *Environmental management*, 27, 869–879.
- LINNELL, J.D.C., SWENSON, J.E., ANDERSEN, R. (2001b): Predators and people: conservation of large carnivores is possible at high human densities if management policy is favorable. *Animal Conservation*, 4, 345–349.
- LINNELL, J.D.C., PROMBERGER, C., BOITANI, L., SWENSON, J. E., BREITENMOSER, U., ANDERSEN, R. (2005): The linkage between conservation for large carnivores and biodiversity: the view from the „half-full“ forests of Europe. In: Ray, J. C. et al. (eds.): *Large carnivores and the conservation of biodiversity*. Washington: Island Press, 381–398.
- LINNELL, J.D.C., SALVATORI, V., BOITANI, I. (2007): Guidelines for population level management plans for large carnivores. Roma: Large Carnivore Initiative for Europe (LCIE). 78 pp.
- LINNELL, J.D.C., BREITENMOSER, U., BREITENMOSER-WÜRSTEN, CH., ODDEN, J., ARX VON, M. (2009): Recovery of Eurasian lynx in Europe: What part has reintroduction played? In: Hayward, M.W., Somers, M.I. (eds.): *Reintroduction top-order predators*. Oxford: Blackwell Publishing, 72–91.
- LIPSKÝ, Z. (1998): *Krajinná ekologie pro student geografických oborů*. Praha: Karolinum, 129 pp.
- MACARTHUR, R.H., WILSON, E.O (1967): *The theory of island biogeography*. New York: Princeton University Press, 208 pp.
- MAJKA, D., JENNESS, J., BEIER, P. (2007): CorridorDesigner: ArcGIS tools for designing and evaluating corridors [online], [cit. 2014-06-20]. Access from <<http://corridordesign.org>>.
- MARBOUTIN, E., DUCHAMP, C., ROULAND, P., LÉONARD, Y., BOYER, J., MICHALLET, D., CATUSSE, M., MIGOT, P., VANDEL, J.M., STAHL, P. (2006): Survey of the Lynx distribution in the French Alps: 2000–2004 population status analysis. *Acta Biologica Slovenica*, 49, 19–26.

- MARINO, J., BENNETT, M., COSSIOS, D., IRIARTE, A., LUCHERINI, M., PLISCOFF, P., SILLERO-ZUBIRI, C., VILLALBA, L., WALKER, S. (2011): Bioclimatic constraints to Andean cat distribution: a modelling application for rare species. *Diversity and Distributions*, 17, 311–322.
- MAY, R., DIJK, J. WABAKKEN, P., SWENSON, J.E., LINNELL, J.D.C., ZIMMERMANN, B., ODDEN, J., PEDERSEN, H.C., ANDERSEN, R., LANDA, A. (2008): Habitat differentiation within the large-carnivore community of Norway multiple-use landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 45, 1382–1391.
- MINÁRIKOVÁ, T. (2014): Fotopast Libín [online], [cit. 2014-04-16]. Dačice: ALKA Wildlife.
- MINÁRIKOVÁ, T., STRNAD, M., HLAVÁČ, V., BLÁHOVÁ, A., ROMPORTL, D., ŠUSTR, P., BUFKA, L., ANDREAS, M. (2010): Biologie a ekologie zájmových druhů. In: Anděl, P., Mináriková, T., Andreas, M. (eds.): *Ochrana průchodnosti krajiny pro velké savce*. Liberec: Evernia, 7–46.
- MOILANEN, A., MELLER, L., LEPPÄNEN, J., POUZOLS, F.M., ARPONEN, A., KUJALA, H. (2012): Spatial conservation planning framework and software Zonation – Version 3.1. [online], [cit. 2014-07-05]. Access from <<http://cbig.it.helsinki.fi/software/zonation/>>.
- MOLINARI-JOBIN, A., ZIMMERMANN, F., ANGST, C., BREITENMOSER-WÜRSTEN, C., CAPT, S., BREITENMOSER, U. (2006): Status and distribution of the lynx in the Swiss Alps 2000–2004. *Acta Biologica Slovenica*, 49, 3–11.
- MOSER, B., JAEGER, J.A.G., TAPPEINER, U., TASSER, E. (2007): Modification of the effective mesh size for measuring landscape fragmentation to solve the boundary problem. *Landscape Ecology*, 22, 447–459.
- NDOP AOPK (2014): Nálezořá data rýsa ostrořida [online], [cit. 2014-05-10]. Access from <http://portal.nature.cz/publik_syst/ctihtmlpage.php?what=3&nabidka=hlavni>.
- NIEDZIAŁKOWSKA, M., JĘDRZEJEWSKI, W., MYSLAJEK, R. W., NOWAK, S., JĘDRZEJEWSKA, B., SCHMIDT, K. (2006): Environmental correlates of Eurasian lynx occurrence in Poland-large scale census and GIS mapping. *Biological Conservation*, 133, 63–69.
- OKARMA, H., ŚNIEŻKO, S., ŚMIETANA, W. (2007): Home ranges of Eurasian lynx *Lynx lynx* in the Polish Carpathian Mountains. *Wildlife Biology*, 13, 481–487.
- PEŠOUT, P., HOŠEK, M. (2012): Ekologická síť v podmínkách ČR. *Ochrana přírody*, Zvláštní číslo Ekologická síť v ČR, 2–8.
- PLESNÍK, J. (2012): Celoevropská ekologická síť a zelená infrastruktura. *Ochrana přírody*, Zvláštní číslo Ekologická síť v ČR, 9–12.
- PLESNÍK, J., VÍTEK, O. (2012): Ekologické sítě ve střední Evropě. *Ochrana přírody*, Zvláštní číslo Ekologická síť v ČR, 59–60.

- QUITT, E. (1975): Klimatické oblasti ČSR 1 : 500 000. Brno: Geografický ústav Brno.
- RIPPLE, W.J., BESCHTA, R.L. (2004): Wolves, elk, willows, and trophic cascades in the upper Gallatin Range of southwestern Montana, USA. *Forest Ecology and Management*, 200, 161–181.
- RODRÍGUEZ-SOTO, C., MONROY-VILCHIS, O., ZARCO-GONZÁLES, M.M. (2013): Corridors for jaguar (*Panthera onca*) in Mexico: Conservation strategies. *Journal for Nature Conservation*, 21, 438–443.
- ROMPORTL, D., ANDREAS, M., BUFKA, L., CHUMANOVÁ, E., STRNAD, M. (2010): Habitatové modely vybraných druhů velkých savců. In: Anděl, P., Mináriková, T., Andreas, M. (eds.): *Ochrana průchodnosti krajiny pro velké savce*. Liberec: Evernia, 67–79.
- ROOT, T. L., PRICE, J. T., HALL, K. R., SCHNEIDER, S. H., ROSENZWEIG, C., POUNDS, J. A. (2003): Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature*, 421, 57–60.
- ŘEDITELSTVÍ SILNIC A DÁLNIC (ŘSD, 2014): Základní informace k celostátnímu sčítání dopravy 2010 [online], [cit. 2014-07-26]. Access from <<http://scitani2010.rsd.cz/pages/informations/default.aspx>>.
- SALA, O. E, CHAPIN, F. S., ARMESTO, J. J., BERLOW, E., BLOOMFIELD, J., DIRZO, R., HUBER-SANWALD, E., HUENNEKE, L.F., JACKSON, R.B., KINZIG, A., LEEMANS, R., LODGE, D.M., MOONEY, H.A., OESTERHELD, M., POFF, N.L., SYKES, M.T., WALKER, B.H., WALKER, M., WALL, D.H. (2000): Biodiversity: Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287, 1770–1774.
- SCHADT, S., KNAUER, F., KACZENSKY, P., REVILLA, E., WIEGAND, T., TREPL, L. (2002a): Rule based on assessment of suitable habitat and patch connectivity for the Eurasian lynx. *Ecological Applications*, 12, 1469–1483.
- SCHADT, S., REVILLA, E., WIEGAND, T., KNAUER, F., KACZENSKY, P., BREITEMOSER, U., BUFKA, L., ČERVENÝ, J., KOUBEK, P., HUBER, T., STANISA, C., TREPL, L. (2002b): Assessing the suitability of central European landscapes for the reintroduction of Eurasian lynx. *Journal of Applied Ecology*, 39, 189–203.
- SCHADT-KRAMER, S., KAISER, T.S., FRANK, K., WIEGAND, T. (2011): Analyzing the effect of stepping stones on target patch colonisation in structured landscapes for Eurasian lynx. *Landscape Ecology*, 26, 501–513.
- SCHMIDT, K. (2008): Behavioural and spatial adaptation of the Eurasian lynx to decline in prey availability. *Acta Theriologica*, 53, 1–16.
- SCHMIDT, K., JĘDRZEJEWSKI, W., OKARMA, H. (1997): Spatial organization and social relations in the Eurasian lynx population in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Acta Theriologica*, 42, 289–312.

- SCIENCE DIRECT (2014): Habitat fragmentation [online], [cit. 2014-05-24]. Access from <http://www.sciencedirect.com/science?_ob=ArticleListURL&_method=list&_ArticleListID=-584951720&_sort=r&_st=4&md5=becdbc542748b574987ce80cff0d59d1&searchtype=a>.
- SEAMAN, D.E., POWELL, R.A. (1996): An Evaluation of the Accuracy of Kernel Density Estimators for Home Range Analysis. *Ecology*, 77, 2075–2085.
- SEZNAM (2014): Turistické mapy Prachatic [online], [cit. 2014-07-10]. Access from <<http://www.mapy.cz/turisticka?x=14.0070260&y=48.9698210&z=11&q=prachatic>>.
- SHATZ, A.J., ROGAN, J., SANGERMANO, F., OGNEVA-HIMMELBERGER, Y., CHEN, H. (2013): Characterizing the potential distribution of the invasive Asian longhorned beetle (*Anoplophora glabripennis*) in Worcester County, Massachusetts. *Applied Geography*, 45, 259–268.
- SHILLING, F., GIRVETZ, E. (2007): Physical and financial barriers to implementing a nature reserve network in the Sierra Nevada, California, USA. *Landscape and Urban Planning*, 80, 165–172.
- SIMBERLOFF, D. (1998): Flagships, umbrellas and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation*, 83, 247–257.
- SLADOVÁ, M. (2011): Fyzicko-geografická analýza výskytu rysa ostrovida na Šumavě. Bakalářská práce, Katedra fyzické geografie a geoekologie, PŘF UK, Praha, 65 pp.
- SPELLERBERG, I. F. (1998): Ecological Effects of Roads and Traffic: A Literature Review. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 7, 317–333.
- SQUIRES, J.R., DECESARE, N.J., OLSON, L.E., KOLBE, J.A., HEBBLEWHITE, M. (2013): Combining resource selection and movement behavior to predict corridors for Canada lynx at their southern range periphery. *Biological Conservation*, 157, 187–195.
- STRNAD, M., MINÁRIKOVÁ, T., ROMPORTL, D. (2010): Vazba koridorů na sousední státy. In: Anděl, P., Mináriková, T., Andreas, M. (eds.): *Ochrana průchodnosti krajiny pro velké savce*. Praha: Evernia, 119–126.
- STRNAD, M., MINÁRIKOVÁ, T., HLAVÁČ, V., ANDĚL, P., GORČICOVÁ, I., ANDREAS, M., ROMPORTL, D., BLÁHOVÁ, A. (2012): Migrační koridory velkých savců v ČR. *Ochrana přírody, Zvláštní číslo Ekologická síť v ČR*, 50–53.
- SU, S., YANG, C., HU, Y., LUO, F., WANG, Y. (2014): Progressive landscape fragmentation in relation to cash crop cultivation. *Applied Geography*, 53, 20–31.
- SUTHERLAND, W. J. (1996): *From individual behaviour to population ecology*. New York: Oxford University Press, 213 pp.
- SÝKORA, L. (2010): Suburbanizace: Problém i řešení. *Vesmír*, 89, 440–443.

- ŠTOVÍČKOVÁ, K. (2014): Hodnocení fragmentace krajiny ve vztahu k dálkovým migracím. Diplomová práce, Katedra fyzické geografie a geoekologie, PřF UK Praha, 112 pp.
- TKADLEC, E. (2008): Populační ekologie: struktura, růst a dynamika populací. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, 414 pp.
- TOLASZ, R. (2007): Atlas podnebí Česka. Praha: Český hydrometeorologický ústav; Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, 255 pp.
- UHLÍKOVÁ, J., MINÁRIKOVÁ, T., ČERVENÝ, J. (2008): Rys ostrovid v České republice. Ochrana přírody, 2, 1–6.
- VÁCLAVÍK, T., MEENTEMEYER, R.K. (2009): Invasive species distribution modeling (iSDM): Are absence data and dispersal constraints needed to predict actual distributions? Ecological Modelling, 220, 3248–3258.
- VOŽENÍLEK, V., SLOUKA, L., SEDLÁČKOVÁ, M., KOSTKAN, V. (2002): Národní parky a chráněné krajinné oblasti České republiky. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, 156 pp.
- WASHINGTON WILDLIFE HABITAT CONNECTIVITY WORKING GROUP (WHCWG, 2014): Linkage-mapper: A GIS tool designed to support regional wildlife habitat connectivity analyses [online], [cit. 2014-07-5]. Access from <<https://code.google.com/p/linkage-mapper/>>.
- WIENS, J.A. (1997): Metapopulation dynamics and landscape ecology. In: Hanski, I.A., Gilpin, M.E. (eds.): Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution. San Diego: Academic Press. 43–62.
- WÖLFL, M., KACZENSKY, P. (2001): Present status and distribution of the lynx in German Alps. Journal of Mammalogy, 12, 39–41.
- WOODROFFE, R. (2000): Predators and people: using human densities to interpret declines of large carnivores. Animal Conservation, 3, 165–173.
- WOODROFFE, R., GINSBERG, J.R. (2000): Ranging behaviour and vulnerability to extinction in carnivores. In: Gosling, L.M., Sutherland, W.J. (eds.): Behaviour and Conservation. Cambridge: Cambridge University Press, 125–140.
- ZIMMERMANN, F. (2004): Conservation of the Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) in fragmented landscape – habitat models, dispersal and potential distribution. PhD Thesis, University Lausanne, Switzerland, 179 pp.
- ZIMMERMANN, F., BREITENMOSER, U. (2007): Potential distribution and population size of Eurasian lynx *Lynx lynx* in the Jura Mountains and possible corridors to adjacent ranges. Wildlife biology, 13, 406–416.
- ZÝKA, V. (2012): Fragmentace krajiny České republiky a ochrana její prostupnosti s využitím ekologických sítí. Bakalářská práce, Katedra fyzické geografie a geoekologie, PřF UK Praha, 53 pp.

PŘÍLOHY

Příl. 1: Pochůzkový list tzv. Rysích hlídek

Byla údajně nějakým způsobem načatá? Na jakých místech?

Dokumentace: ANO – NE Způsob:

Neutralizace: ANO – NE Způsob:

Další objevy myslivecké činnosti [údaje v mapách potvrdit (zakroužkovat) nebo vyvrátit (škrtnout)]

- ☐ kazatelna
☐ posed
☐ vege údaj – složení:
☐ seník
☐ krmelec
☐ výstřel

Kontrola dostupnosti informačních materiálů o šelmách:

(které chaty jste navštívili, jaké a přibližně kolik ks tam bylo, kolik jste dodali vy)

chata (název, místo): dostupné tiskoviny: počet ks: dodáno:

Další zjištění (přímá pozorování, zbytky kořisti, zajímavé rozhovory) a poznámky:

Podpis(y):

Vyplněný formulář včetně mapky se značenou trasou a místy nálezů odevzdejte prosím po skončení pochůzky nebo zašlete na adresu Hnutí DUHA Olomouc, Bolní náměstí 38, 77900 Olomouc. Nebo elektronicky na stopy@selmy.cz. Děkujeme.
BRNO ryši hlídky @ mluvíme ka. 12

Podklad: ☐ tvrdý nebo ☐ měkký?

☐ prašan ☐ mokřý ☐ zmrzlý ☐ led ☐ vlhká půda ☐ písek ☐ bláto

Stopy byly:

- ☐ většinou výrazné, zřetelné, dobře rozpoznatelné
☐ některé byly málo zřetelné, některé lépe
☐ většina jich byla špatně rozpoznatelná, málo zřetelná

Rozměry v cm: (př.=přední, z.=zadní, s.=stopa, d.=délka, š.=šířka, kr.=krok)

měření:	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.
př. s. d.									
př. s. š.									
z. s. d.									
z. s. š.									
d. kr.									
š. kr.									

Přibližné stáří stopy: ☐ do 24 hod. ☐ do 2 dnů ☐ nad 2 dny

Jakou vzdálenost jste zvířete stopovali?

Pokuste se popsat chování zvířete, jak jste jej sledovali:

Další pobytové znaky:

- ☐ trus ☐ hlasové projevy ☐ jiné.....
☐ moč ☐ srst (Podrobnosti o nálezů uveďte v poznámkách)
☐ pošk. stromy ☐ strhnutá kořist

Dokumentace: ☐ Fotografie ☐ video Autor dokumentace:

Pořízeny odtisky? ANO NE Sebrán trus? ANO NE Srst? ANO NE
Kde uloženy? Komu poslán(a)?

Záznam z terénní pochůzky

Jména mapovatelů:

Jméno a telefon odpovědného člena:

Datum: Doba pochůzky: od do

Počasí: ☐ jasno ☐ polojasno ☐ oblačno ☐ zataženo ☐ mlha ☐ sněžení
☐ mrholení ☐ déšť ☐ větrno

Teplota (zhruba): °C Sněhové podmínky: cm sněhu?

Poslední sněžení před: dny ☐ hodinami

Trasa (zaznačit též v mapě)

Zool. pozorování: ☐ vlk ☐ rys ☐ medvěd ☐ jiné:

(při nálezích na více místech za pochůzku nebo pro každého identifikovaného jedince ve společné stopní dráze vyplňte formulář zvlášť a uveďte tuto skutečnost v poznámce)

Lokalita: (zaznačit též v mapě, případně uvést i GPS souřadnice)

Čas nálezu Nadmořská výška

Charakter biotopu: ☐ vysoký les - druh, složení: cca věk

☐ křoví/mlazina ☐ louka/pole ☐ okraj porostu ☐ potok ☐ cesta

☐ zahrada ☐ chatová oblast/lidská sídla ☐ jiný:

Stopy: ☐ stopní dráhy ☐ jednotlivé stopy Typ pohybu: ☐ chůze ☐ klus ☐ skok

Směr pohybu (pomocí svět. stran a vzhledem ke svahu):

Pozorované rušivé vlivy v okolí nálezu (těžba dřeva, hluk z chat atd.):

Pozorování myslivecké činnosti (zaznačit i v mapě):

☒ Kontrola masitých újeďů:

Újeďiště stav

Újeď: ☐ letos nově objevená ☐ kontrola zaznamenaná

Pokuste místo újeďe popsat co nejvýstižněji včetně důležitých orientačních bodů tak, aby ho našel i ten, kdo na lokalitě nikdy nebyl (pouze u nového objevu):

Co je obsahem: ☐ kůže (čeho)..... ☐ vnitřnosti ☐ kosti

☐ celé části zvířat (jakých)..... celá zvířata.....

☐ vlastní popis.....

Vzdálenost od ☐ posedu nebo ☐ kazatelny m

Velikost újeďe

Poloha újeďe vzhledem k posedu:

Bylo místo dostupné motorovým vozidlem? Byly zde vidět stopy od auta? Jak staré?

Jaké se v okolí nacházely stopy (zvířecí)? Které vedly přímo k újeďi?

Zdroj: Kutal et al., 2010

Příl. 2: Digitální databáze tzv. Rysích hlídek na příkladu necelého roku 2014 (záznamy o pochůzkách)

ID Pochůzky	Mapovatel	Kontakt	Datum	Čas	Počasí	Teplota (°C)	Celkem sněhu	Poslední sněžení	Nepříznivé faktory na sněhové pokrývce pro zřetelnost stop	Jiný měkký podklad (bláto, písek, jiné...) Jak často?	Trasa (stručný popis)	Další zjištění, pozorování, poznámky
-01-04_chro	Radim Chrobák	777 293 840	4.1.2014	09:00-16:00	Oblačno, z	(3°C)	5-10 cm z	4-7 dnů	ledová křusta	vůbec	Spálenec, těleso býv. lesní železnice podél řeky Bl	Několik posedů podél Černošské
4-01-04_tom	Luděk Toman	724 014 023	4.1.2014	8:00-16:00	zpočátku z	(5°C)	bez sněhu	neví se		vůbec	Volary - U Lexova mlýna - Sněžná - Horní Sněžná - Mechový vrch - Volary.	
-01-04_vidu	Richard Viduň	605 520 054	4.1.2014	9:00-17:00	zataženo	(0°/5°C)	bez sněhu	neví se		Minimální množství	Zbytiny - Sv. Magdaléna - Dolní Sněžná - Na rozvod Vege újeď u kazatelny na Sněži	
-01-05_chro	Radim Chrobák	777 293 840	5.1.2014	09:00-15:00	Oblačno, z	(1°/5°C)	5 cm s 10-	do 24 h	ledová křusta, velmi rychl	vůbec	Volary - Meindlova pila - Myslivny - rozc. Bývalá obk Hromada chlupů na lesní cestě i	
-01-05_volfc	Josefa Volfc	775 734 434	5.1.2014	8:00-16:00	zataženo,	(-2°/2°C)	0-10 cm po	do 24 h	sněžení a déšť, velmi rychl	vůbec	z Volar na Bobík, kolem Bobíku, následně kolem plotu obory zpět do Volar	
-01-11_perlo	Eliška Perlová	737 656 659	11.1.2014	8:00-18:00	polojasno,	(-3°/3°C)	0-20 cm z	do 24 h		vůbec	Alžbětín - po červené - Reindlácká cesta - státní hra pouze posedy, těžba dřeva, roz	
-01-11_korai	Tomáš Koran	734 852 368	11.1.2014	8:00-18:00	polojasno,	(-3°/3°C)	0-30 cm z	do 24 h		vůbec	Alžbětín - NS Sklářská - státní hranice - příhraniční c těžba dřeva, mírně rozježděné l	
-01-12_korai	Tomáš Koran	734 852 368	12.1.2014	8:15-14:25	ráno oblač	(-1°/4°C)	sníh do 10	neví se		vůbec	Hojsova Stráž (Zámeček) - po modré tur. zn. na Mústek, po červené k rozc. Na Sjezi	
11-12_stepa	Andrea Štěpá	603 242 804	12.1.2014	8:00-15:00	polojasno	(-2°/-1°C)	bez sněhu	neví se		vůbec	Hojsova Stráž zámeček-Hojsova Stráž Pod Mústkem-Pod Habrem-Nad silnicí-zámeče	
-01-14_skalc	Alena Skálová	732 165 156	14.1.2014	9:30-16:30	zataženo,	(1°/5°C)	bez sněhu	neví se	déšť	ne	Větrný (1.051 m.n.m.) - Sněžná - Na Skále (1.011 m.n.m.) - Sedmidomí - Arnoštov - N	
-01-17_skalc	Alena Skálová	732 165 156	17.1.2014	9:30-16:30	oblačno až	(2°/5°C)	bez sněhu	neví se			Brdy: Teslíny - PR Teslíny - Kobylí hlava - Třemšín - Ne Sedlečku	
-01-18_volfc	Josefa Volfc	775 734 434	18.1.2014	8:30-17:15	v údolích r	(-2°/2°)	0-15 cm z	4-7 dnů	ledová křusta	vůbec	Kašperské Hory - Zlatý potok - Kozí Hřbety - Flusárna - Huťská hora - Zhůří - Žlutá T	
-01-18_krejč	Linda Krejčová	777 823 783	18.1.2014	9:00-15:00	Slunečno,	(-1°/7°C)	bez sněhu	neví se		vůbec	Kašperské Hory-Rejštejn-vrch Křemelná-Malý a Velký Radkov-Rejštejn-Kašperské H	
-01-18_korai	Tomáš Koran	734 852 368	18.1.2014	9:10-16:45	jasno, tém	(9°C)	0-40 cm z	4-7 dnů		vůbec	Srní - Mechov - rozc. "Pod Jezerním hřbetem" - kóte 1) tetřev, stopní dráhy, N 49.080	
-01-19_korai	Tomáš Koran	734 852 368	19.1.2014	9:30-15:00	oblačno, b	(8°C)	0-50 cm z	40-60% pokr	žádné	vůbec	Gruberg - rozc. Slunečná - býv. Jezerní - SZ výběž tetřev, trus, N 49.080757° E 13.	
1-25_ottoma	Miroslav Otto	723 132 815	25.1.2014	8:30-17:30	zataženo,	(-4°C)	15 cm z 10	do 24 h		vůbec	Kubova Huť - Ostrovec - Schwarzenbergův kříž - Šerava - Račí Potok - Smrž - Vičí l	
-01-25_skalc	Alena Skálová	732 165 156	25.1.2014	7:50-16:15	zataženo i	(-4°C)	15 cm na 1	1-3 dny		ne	Nové Hutě rozc. Zdikov - kóta Hrb - přes Najmanku po červené TZ k Brložskému jezí	
11-26_stepa	Andrea Štěpá	603 242 804	26.1.2014	8:00-15:00	polojasno	(-5°C)	bez sněhu	neví se		vůbec	Vimperk-Pravětín-Skláře-Sklářský vrch-Vimperk	Obří mraveniště, vysoké cca 16
4-01-26_tom	Luděk Toman	724 014 023	26.1.2014	8:40-15:10	Zataženo i	(-3°C)	bez sněhu	neví se		vůbec	Kubova Huť-Basumský hřeben-Boubín-Kubohošťská cesta-Veselka-Vimperk	
1-26_ottoma	Miroslav Otto	723 132 815	26.1.2014	8:30-15:30	zataženo,	(-2°C)	15 cm z 10	do 24 h		vůbec	Kubova Huť - rozcestí Obří hora sedlo - Obrovec - Šerava - Lipka	
-01-31_skalc	Alena Skálová	732 165 156	31.1.2014	9:00-17:00	mlha, zata	(-1°/5°C)	0-10 cm	4-7 dnů	rychlé tání, padání sněhu	vůbec	Slepičí hory: Benešov nad Černou - Klení - po žluté	Report ze Slepičích hor. Setkal
-02-01_chro	Radim Chrobák	777 293 840	1.2.2014	9:00-17:00	Jasno, slu	(5°/10°C)	5-10 cm z	4-7 dnů	velmi rychlé tání	vůbec	Prášily, směr Poledník, rozcestí Slunečná, bývalá osada Slunečná, Sluneční samoty,	
-02-01_korai	Tomáš Koran	734 852 368	1.2.2014	9:10-16:45	jasno, bez	(0°/5°C)	0 cm	ne	ze stromů hustě kapala ta	vůbec	Č. srub - vrch zahájený - Kústrý - Maleč - Č. srub.	
4-02-01_ben	Jirka Beneš, l	725 875 375	1.2.2014	9:30-17:00	jasno, na l	(5°/10°C)	0-60 cm z	4-7 dnů	tající sníh padající ze strom	vůbec	Prášily-rozcestí zelené a žluté značky směrem na Prášilské jezero-dále po žluté-na p	
2-02_chwist	Martina Chwi	733 577 508	2.2.2014	9:00-16:30	Dopoledne	(-1°C)		neví se	stopy byly staré a natáté, takže nešly příliš ro		Obešli jsme Popelnou horu od: chalupy - po zelené - na rozcestník U Josefů - pak p	
-02-02_korai	Tomáš Koran	734 852 368	2.2.2014	6:35-12:45	zataženo i	(-3°C)		poslední sr		méně často	Č. srub - Vacov - V Peklovec - Horosedly - Čkyně - balík zmrzlých vnitřností, časteč	
-02-02_chro	Radim Chrobák	777 293 840	2.2.2014	11:00-15:15	Celý den z	(0°/-5°C)	5-10 cm z	4-7 dnů	Velmi rychlé tání a násled	vůbec	Nové Hutě, Pasecká slat, Šindlov, rozcestí Pod Kam Obhlédnutí skalky mezi žlutou z	
4-02-02_ben	Jirka Beneš, l	725 875 375	2.2.2014	8:30-15:00	oblačno až	(0°/5°C)	0-5 cm z 11	4-7 dnů	tající sníh padající ze stromů		Čtvrtníkův srub-Milíkov- modrá tur. trasa až na Javorník-neznačené cesty na severn	
-02-03_skalc	Alena Skálová	732 165 156	3.2.2014	9:00-16:30	polojasno	(-1°/5°C)	0-40 cm	neví se		bahnité cesty čast	Teslíny - Spálená bouda - PR Na skalách - PR Getse spousta vysoké a srnčí zvře	
-02-05_skalc	Alena Skálová	732 165 156	5.2.2014	9:00-16:30	nízká obl	(1°/5°C)	bez sněhu	neví se		rozježděné cesty o	Brdy: Svojkovice - přes les směr PR Žďar - Hradecký vrch - Žďar Bouchalka - Svojk	
-02-15_perlo	Eliška Perlová	737 656 659	15.2.2014	9:00-18:15	slunečno,	(6°/10°C)	žhem dne a	bez sněhu		vůbec	Spálenec - podél Blanice (nález trusu) - Arnoštov - Posedy velmi časté na celé tras	
-02-15_vidu	Luděk Toman	724 014 023	15.2.2014	7:30-16:30	jasno	(6°/10°C)	zbytky sně	neví se		Opravdu poslední z	Pěkná - Nad Uhlíkovem - Skalky (1.004 m.n.m.) - Ska desátky posedů ve VÚ Boletice	
12-16_stepa	Andrea Štěpá	603 242 804	16.2.2014	9:00-15:00	zataženo,	(2°/5°C)	bez sněhu	neví se		méně často	Volary-Jedlová hora-Volary	
4-02-16_tom	Luděk Toman	724 014 023	16.2.2014	8:00-14:30	zataženo,	(3°C)	bez sněhu	neví se		ne	Volary-Zelené Dvory-Bobík-oplocení obory-Jedlová-Volary	
-02-21_skalc	Alena Skálová	732 165 156	21.2.2014	9:30-16:30	nízká obl	(4°/7°C)	bez sněhu	neví se		ne, cesty rozježdě	Písecké hory: Písek - Kraví hora - pod Kraví horou - V srdci - Velký Mehelník - Mláčk	

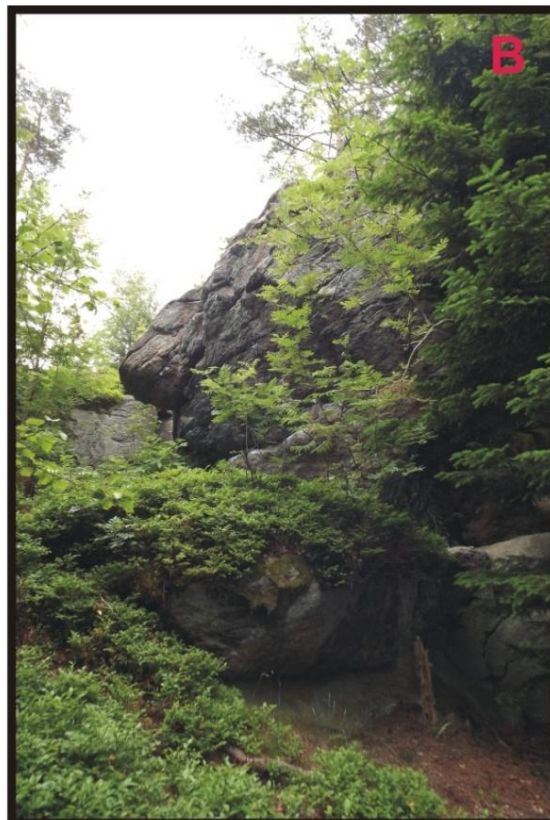
Zdroj: vlastní zpracování

Příl. 3: Digitální databáze tzv. Rysích hlídek na příkladu necelého roku 2014 (záznamy o nálezových datech)

Druh	Počet zvířat	Datum od	Datum do	Nálezce	Čas nálezu	Typ nálezu (pozorování)	Širší oblast	Užší oblast	Lokalita	GPS (N)	GPS (E)	Přesnost (m)	Umístění (bližší popis)	POZN.(směr pohybu a chování zvířet, další postřehy)	Podklad	Stáří nálezu	Vzdálenost, po kterou bylo zvíře stopované	Počasí	Nadm. výška	Biotop nálezu	Dokumentace	Biologický vzorek	Pozn. k měření (délka a šířka stopy a délka a šířka kroku, vše v cm)
		4.1.2014	4.1.2014	Radim Chrobok, Petr Frinta											5-10 cm z 10-40% pokryto; Starý sníh s			Oblačno, zataženo, ve vyšších polohách vítr, odpoledne mírný déšť. (3°C)					
		4.1.2014	4.1.2014	Luděk Toman, Jaroslav Kuthan											bez sněhu			zpočátku zataženo, později déšť.					
Lutra lutra	1	4.1.2014	4.1.2014	Richard Viduna, Vendula Hejná, Kai Šumava a Pošumaví											Minimální množství starého přemrzlého			zataženo (0°/5°C)					
		5.1.2014	5.1.2014	Radim Chrobok, Kateřina Csurilová, Luděk Toman, Petr Frinta, Richard Viduna, Vendula Hejná											5 cm s 10-40% pokryvu; Souvislejší sníh			Oblačno, zamračeno. Na vrcholu Bobíku začalo sněžit. Se snižující se nadmoř.					
		5.1.2014	5.1.2014	Josefa Volfová											0-10 cm pokryto ze 40-60%			zataženo a déšť se sněhem (-2°/2°C)					
rao urogal	2	11.1.2014	11.1.2014	Eliška Perlová, Andrea Štěpařová, Josefa Volfová											0-20 cm z 10-40% pokryto			polojasno, odpoledne mírné sněžení a déšť, na hřebeni silný vítr (-3°/3°C)					
gallus, C	2	11.1.2014	11.1.2014	Tomáš Koranda, Marek Pilný, Pavel Mojžíš											0-30 cm z 10-40% pokryto			polojasno, déšť se sněhem, oblačno (-3°/3°C)					
Lynx lynx	1	12.1.2014	12.1.2014	Tomáš Kors	10:35	jednotlivé s	Šumava a Mústek			N 49.2136	E 13.2418	20 m	těsně vedle	Rys se pohyboval	sníh do 1033 a více dnů			ráno obla 1165 m n. jehličnat fotografie Koranda					př.s.d. 7; př.s.š. 11;
		12.1.2014	12.1.2014	Andrea Štěpařová, Eliška Perlová, Josefa Volfová											bez sněhu			polojasno (-1°/-2°C)					
		14.1.2014	14.1.2014	Alena Skálková											bez sněhu			zataženo, déšť (1°/5°C)					
		17.1.2014	17.1.2014	Alena Skálková											bez sněhu			oblačno až zataženo, mrholení (1-5°C)					
		18.1.2014	18.1.2014	Josefa Volfová, Jana a Jakub Hrdlička			Šumava a Pošumaví								0-15 cm			v údolích mlha, ve vyšších polohách jasno a slunečno, bez oblačnosti (-2°/2°C)					
x, Tetrao u	1	18.1.2014	18.1.2014	Tomáš Kors	13:45	trus	Šumava a Jezerní hřbet			N 49.0816	E 13.4200	10 m	pod převýslí skalky na konci v	0-40 cm z 10-40% pokryto, oca nad 11			jasno, též 1200 m n. jehličnat fotografie různé kusy od několika dnů do něko						
Lynx lynx	1	18.1.2014	18.1.2014	Tomáš Kors	12:15-13:45	stopní dráhy	Šumava a Jezerní hřbet			N 49.0766	E 13.4279	80 m	hřeben, zač. stopy začínají u	0-40 cm z 118 hodin			jasno, též 1239 m n. jehličnat fotografie, video Koranda					př.s.d. 8 (7,5); př.s.š.	
Lynx lynx	1	18.1.2014	18.1.2014	Tomáš Kors	10:10-11:00	stopní dráhy	Šumava a Jezerní hřbet			N 49.0836	E 13.4430	50 m	veliká svažité Rys pravděpodobot	0-40 cm z 116 hodin			jasno, též 1015 m n. louka fotografie, sádrový odlitek					př.s.d. 7,5; př.s.š. 7,5	
		18.1.2014	18.1.2014	Linda Krejčová, Dušan Hrubý			Šumava a Pošumaví								bez sněhu			Slunečno, v údolí inverze, ráno mrazíky, přes den teploty nad nulou. Počasí p					
x, Tetrao u	2	19.1.2014	19.1.2014	Tomáš Kors	12:25-13:35	stopní dráhy	Šumava a Jezerní hřbet			N 49.0676	E 13.4200	50 m	kóta 1246 n. rysi přecházeli o	0-50 cm z 41 den			oblačno, 11246 m n. jehličnat fotografie, video Koranda 1) př.s.d. 7 (7; 7,5); p						
Lynx lynx	1	25.1.2014	25.1.2014	Miroslav Ott	10:00-13:30	stopní dráhy	Šumava a Obrovec			N 48.9827	E 13.7452	5 m	Rys se pohyboval	Rys se pohyboval 15 cm z 10: 4-5 hodin			zataženo, 1114 m n. jehličnat fotografie Ottomanský					př.s.d. 8; př.s.š. 7; z.s	
Lynx lynx	1	25.1.2014	25.1.2014	Josefa Volfová	11:30-13:40	jednotlivé s	Šumava a křižovatka lesních cest			N 49.0376	E 13.6747	10 m	klidná chůze zvířete šlo po lesní	15 cm na 11 den			zataženo. 995 m n. jehličnat fotografie Alena Skálková						
Lynx lynx	1	25.1.2014	25.1.2014	Alena Skálková	11:35-15:05	srst	Pošumaví vrch Kamenné hory			N 49.0511	E 13.7029	20 m	srst na kamení na vrcholu Kar	sníh nelze určit			zataženo. 1057 m n. jehličnat fotografie srst (Josefa Volfová)						
Lynx lynx	1	26.1.2014	26.1.2014	Miroslav Ott	13:00-15:30	stopní dráhy	Šumava a Šerava			N 49.0146	E 13.7473	5 m	Rys šel po o Rys přiklusal na	15 cm z 10: 4-5 hodin			zataženo, 960 m n. jehličnat fotografie Ottomanský					př.s.d. 8; př.s.š. 7; z.s	
Lynx lynx	1	26.1.2014	26.1.2014	Andrea Štěpařová	10:30	srst	Šumava a Sklářský vrch, Vimperk			N 49.0208	E 13.7858	20 m	Po hřebeni : Chlupy dost čten	bez sněhu 2-3 dny			polojasno 960 m n. jehličnat fotografie vzorek předán koordinátorce RS Ale						
Lynx lynx	1	26.1.2014	26.1.2014	Luděk Toman	11:05-13:30	stopní dráhy	Šumava a Boubín			N 48.9952	E 13.8205	15 m	červená turu využil starý lovec	bez sněhu čerstvý			Zataženo 1225 m n. jehličnat fotografie Luděk Toman šířka neurčeno 7,5 cm						
		31.1.2014	31.1.2014	Alena Skálková											0-10 cm			mlha, zataženo, mrholení (-1°/5°C)					
Lynx lynx	1	1.2.2014	1.2.2014	Radim Chrobok	11:00-16:30	stopní dráhy	Šumava a Prášíly			N 49.0911	E 13.4028	5 m	Zvíře šlo pod mák	5-10 cm z 40-60% pokryto; vzhledem k			Jasno, slu 950 m n. n. Podmáček fotografie Radim Chrobok př.s.d. 7; př.s.š. 7,5						
Lynx lynx	1	1.2.2014	1.2.2014	Radim Chrobok	16:20-16:40	srst	Šumava a Prášíly			N 49.0900	E 13.4012	0 m	Oca 10 metr Po návratu k výsl	5-10 cm z 418 hodin			Jasno, slu 945 m n. n. jehličnatý les a turis odebrána srst na DNA analýzu-Josef						
Lynx lynx	1	1.2.2014	1.2.2014	Tomáš Kors	14:05 - 14:00	moč	Šumava a Kústrý - Růžďský potok			N 49.1726	E 13.6911	100 m	moč na větvičce ze stromů	h 1 den			jasno, bez 720 m n. n. hustý mlz fotografie odebrán vzorek na DNA analýzu-Jos						
Lynx lynx	1	1.2.2014	1.2.2014	Tomáš Kors	13:50	stopní dráhy	Šumava a Kústrý - Růžďský potok			N 49.1727	E 13.6925	100 m	stopa začíná stopa začíná za	ze stromů h 1 den			jasno, bez 705 m n. jehličnat fotografie Tomáš Koranc př.s.d. 8 (7,5); př.s.š. 1						
Lynx lynx	1	1.2.2014	1.2.2014	Tomáš Kors	13:10	jednotlivé s	Šumava a Kústrý - Krušinec			N 49.1757	E 13.6994	60 m	stopy směřují pryč od vývratu	ze stromů h 2 a více dnů			jasno, bez 780 m n. n. jehličnat fotografie Tomáš Koranc šířka neurčeno 8 cm,						
Lynx lynx	1	1.2.2014	1.2.2014	Tomáš Kors	12:20	jednotlivé s	Šumava a Kústrý - Altán			N 49.1770	E 13.7032	10 m	boční skalka rys přišel od zápi	ze stromů h 2 a více dnů			jasno, bez 845 m n. jehličnat fotografie Tomáš Koranc šířka neurčeno 7 cm,						
Lynx lynx	1	1.2.2014	1.2.2014	Tomáš Kors	9:50	jednotlivé s	Šumava a Zahájenský			N 49.1570	E 13.7001	30 m	podél hřebce podél hřebce	ze stromů h 2 a více dnů			jasno, bez 850 m n. n. jehličnat fotografie Tomáš Koranc šířka neurčeno 8 cm,						
Lynx lynx	1	1.2.2014	1.2.2014	Jirka Beneš	10:40-11:25	stopní dráhy	Šumava a žlutá turistická trasa z I			N 49.0965	E 13.4003	300 m	stopní dráha stopní dráha smě	0-60 cm z 10-40% pokryto			jasno, na 915 m n. n. jehličnat fotografie Jirka Beneš						
Lynx lynx	1	1.2.2014	1.2.2014	Jirka Beneš	15:30-16:10	stopní dráhy	Šumava a u vrcholu Větrný			N 49.0937	E 13.4137	200 m	neznačená stopní dráha slec	0-60 cm z 10-40% pokryto			jasno, na 950 m n. n. jehličnat fotografie Jirka Beneš						
Lynx lynx	1	1.2.2014	1.2.2014	Jirka Beneš	12:40-13:45	trus	Šumava a Jezerní hřbet			N 49.0820	E 13.4181	50 m	pod převiser 2 kusy starého tr	0-60 cm z 10-40% pokryto			jasno, na 1185 m n. jehličnat fotografie odebrán trus na DNA analýzu-Josef						
		2.2.2014	2.2.2014	Martina Chwistková, Kateřina Stefanová													Dopoledne mlhy, které k polední opadly. Přes den zataženo (-1°C)						
		2.2.2014	2.2.2014	Tomáš Koranda													poslední sněžení před 2-3 dny, sníh vš						
Lynx lynx	1	2.2.2014	2.2.2014	Radim Chrobok	12:00-13:00	stopní dráhy	Šumava a Nové Hutě			N 49.0221	E 13.6950	5 m	Výšek lesa p Rys vyšel z lesa	(5-10 cm z 13-5 dnů			Celý den : 1020 m n. jehličnatý les a turistická trasa					př.s.d. 8; př.s.š. 8	
Lynx lynx	1	2.2.2014	2.2.2014	Jirka Beneš	10:00-10:45	stopní dráhy	Šumava a severní svahy Javorník			N 49.1387	E 13.6485	200 m	stopní dráha stopní dráha ved	0-5 cm z 10-40% pokryto, moký sníh			oblačno a 1005 m n. jehličnat fotografie Jirka Beneš						
Lynx lynx	1	2.2.2014	2.2.2014	Jirka Beneš	12:10-12:30	trus	Šumava a severní svahy Javorník			N 49.1462	E 13.6545	0 m	trus v 90° za trus byl nalezen	0-5 cm z 10-40% pokryto			oblačno a 995 m n. n. jehličnat fotografie odebrán trus na DNA analýzu-Josef						

Zdroj: vlastní zpracování

Příl. 4: Umístění automatických kamer v lokalitě Na Skalce



Zdroj: vlastní fotografie

A – fotopas Cuddeback; **B** – lokalita umístění fotopasti; **C** – fotopast Moultrie Game Spy

Příl. 5: Nálezová data



Zdroj: vlastní fotografie

A – stopní dráha; **B** – obcházení lesních školek; **C** – seskok ze skály

Příl. 6: Snímky z fotopastí



Zdroj: vlastní fotografie

A – 1. 5. 2013; **B** – 25. 5. 2013; **C** – 27. 5. 2013; **D** – 27. 5. 2013; **E** – 22. 7. 2013; **F** – 28. 9. 2013;
G – 30. 12. 2013; **H** – 30. 12. 2013

Příl. 7: Antropogenní vliv v lokalitě Na Skalce



Zdroj: vlastní fotografie; Geocaching, 2014; Seznam, 2014

A – geocaching v oblasti (červeně vyznačená lokalita Na Skalce); **B** – přítomnost domácích zvířat;
C – maskot ŠUNAPU; **D** – bouldering; **E** – turisté (i děti)

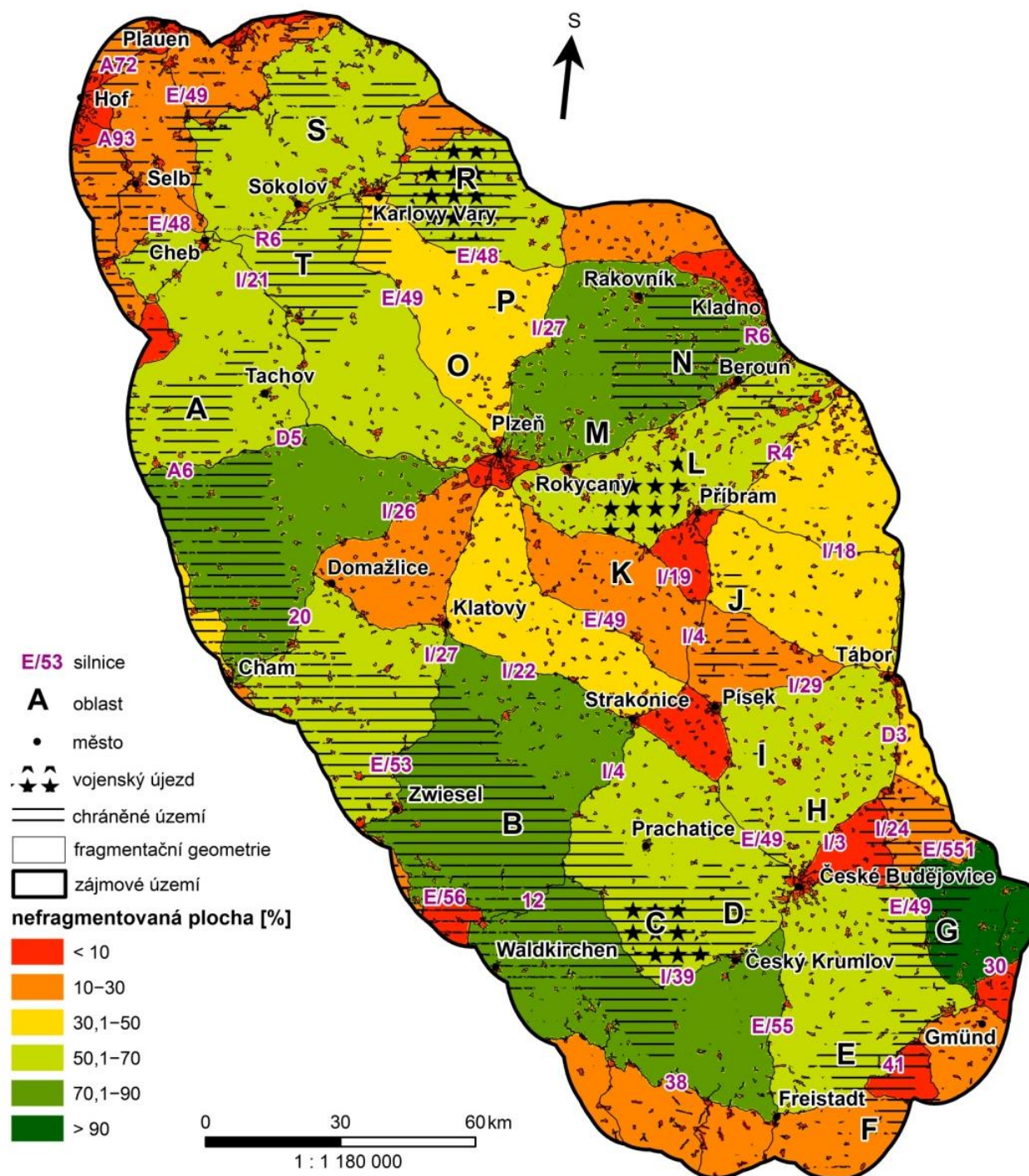
Příl. 8: Geocaching v lokalitě Jodlova kamene

Datum	Počet návštěv	Den
4.5.	5x	sobota
10.5.	2x	pátek
12.5.	1x	neděle
8.6.	1x	sobota
12.6.	1x	středa
23.6.	1x	neděle
29.6.	2x	sobota
1.7.	2x	pondělí
6.7.	1x	sobota
7.7.	4x	neděle
10.7.	1x	středa
11.7.	1x	čtvrtek
13.7.	2x	sobota
17.7.	3x	středa
18.7.	3x	čtvrtek
20.7.	2x	sobota
24.7.	1x	středa
27.7.	4x	sobota
1.8.	2x	čtvrtek
11.8.	1x	neděle
12.8.	1x	pondělí
15.8.	1x	čtvrtek
17.8.	1x	sobota
24.8.	2x	sobota
29.8.	1x	čtvrtek
31.8.	1x	sobota
3.9.	1x	úterý
12.9.	3x	čtvrtek
13.9.	1x	pátek
20.9.	1x	pátek
21.9.	2x	sobota
24.9.	1x	úterý
29.9.	1x	neděle
1.10.	2x	úterý

Datum	Počet návštěv	Den
4.10.	2x	pátek
19.10.	1x	sobota
20.10.	4x	neděle
24.10.	1x	čtvrtek
26.10.	1x	sobota
26.12.	1x	čtvrtek
27.12.	1x	pátek
19.1.	3x	neděle
22.2.	1x	sobota
28.2.	2x	pátek
1.3.	1x	sobota
2.3.	9x	neděle
8.3.	3x	sobota
12.3.	1x	středa
22.3.	1x	sobota
5.4.	2x	sobota
12.4.	1x	sobota
1.5.	1x	čtvrtek
6.5.	1x	úterý
8.5.	1x	čtvrtek
9.5.	3x	pátek
10.5.	2x	sobota
21.5.	1x	středa
23.5.	1x	pátek
31.5.	1x	sobota
13.6.	3x	pátek
22.6.	1x	neděle
23.6.	1x	pondělí
24.6.	1x	úterý
26.6.	2x	čtvrtek
29.6.	2x	neděle
12.7.	1x	sobota
15.7.	2x	úterý

Zdroj: Geocaching, 2014

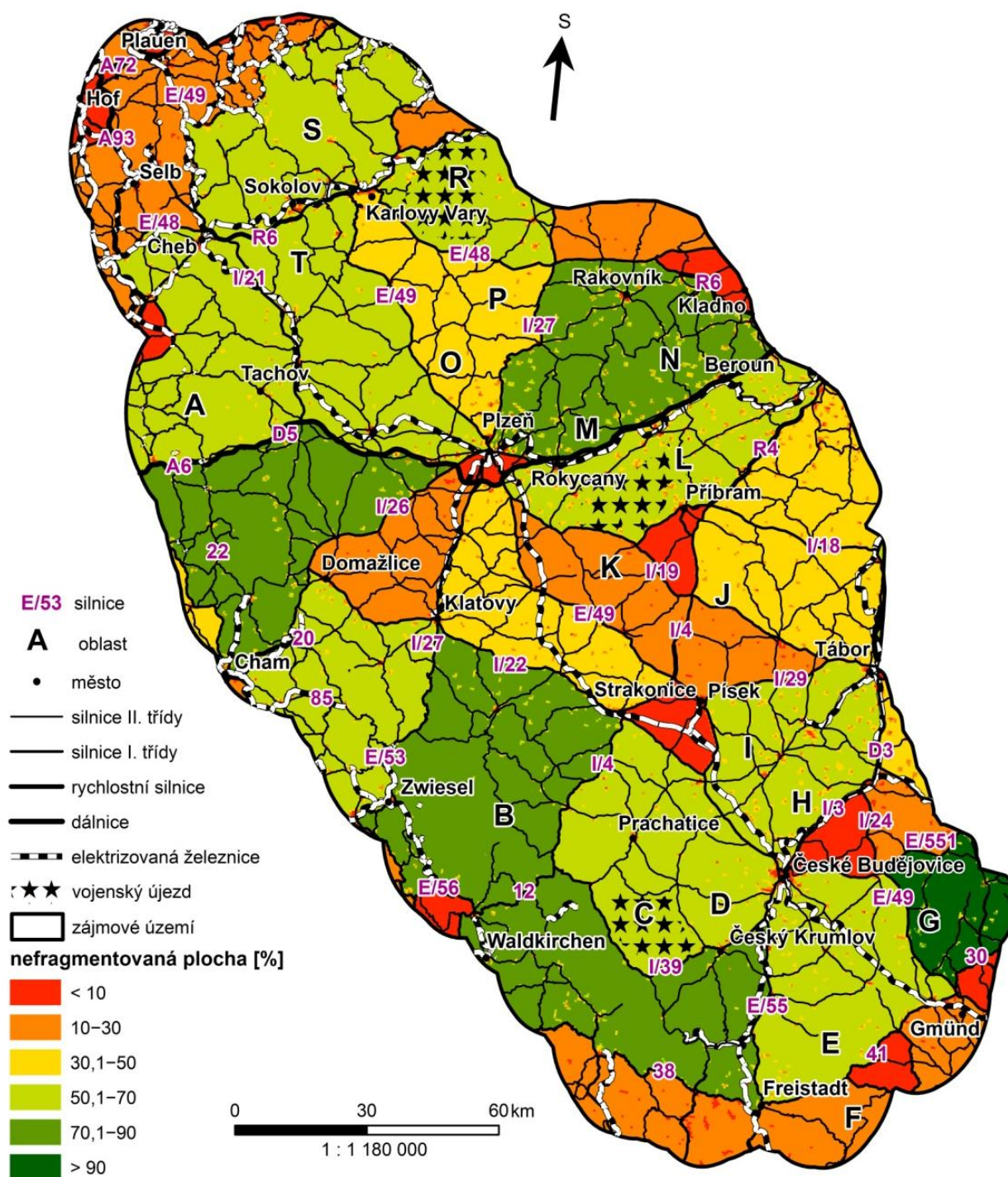
Příl. 9: Procentuální zastoupení nefragmentované plochy v rámci jednoho sčítacího čtverce (500 * 500 m) ve vztahu k fragmentační geometrii



Zdroj: ArcData, 2007; Google Maps, 2014; vlastní zpracování

(A) Český les, (B) Šumava, (C) Boletice, (D) Blanský les, (E) Novohradské hory, (F) Mühlviertel, (G) Třeboňsko, (H) Hlubocké obory, (I) Písecké hory, (J) Údolí Otavy a Vltavy, (K) Třemšín, (L) Brdy, (M) Trhoň a Radeč, (N) Křivoklátsko, (O) Manětínská, (P) Horní Střela, (R) Doupovské hory, (S) Krušné hory, (T) Slavkovský les

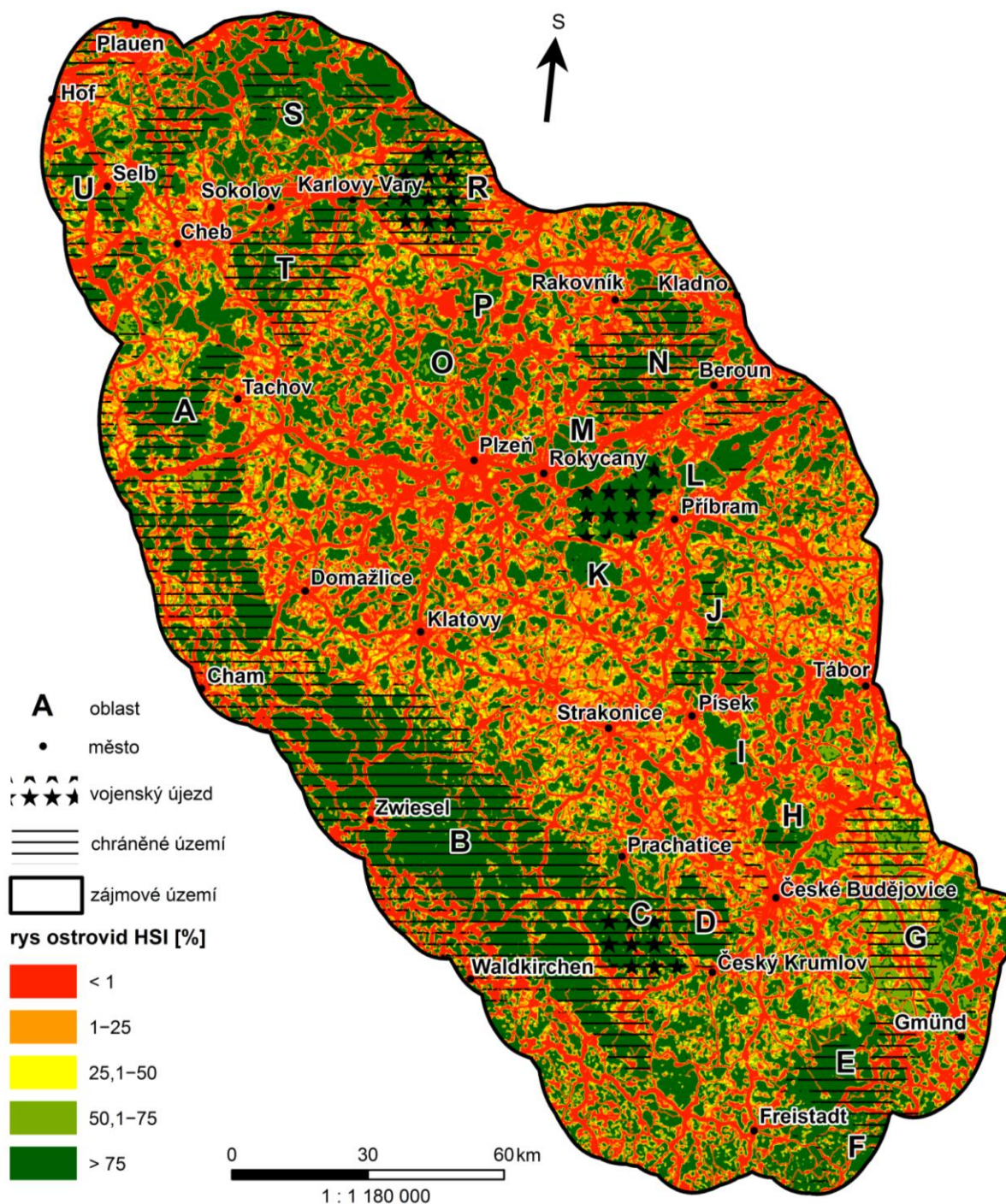
Příl. 10: Procentuální zastoupení nefragmentované plochy v rámci jednoho sčítacího čtverce (500 * 500 m) ve vztahu k dalším liniovým dopravním strukturám



Zdroj: ArcData, 2007; Geofabrik, 2014; Google Maps, 2014; vlastní zpracování

(A) Český les, (B) Šumava, (C) Boletice, (D) Blanský les, (E) Novohradské hory, (F) Mühlviertel, (G) Třeboňsko, (H) Hlubocké obory, (I) Písecké hory, (J) Údolí Otavy a Vltavy, (K) Třemšín, (L) Brdy, (M) Trhoň a Radeč, (N) Křivoklátsko, (O) Manětínská, (P) Horní Střela, (R) Doupovské hory, (S) Krušné hory, (T) Slavkovský les

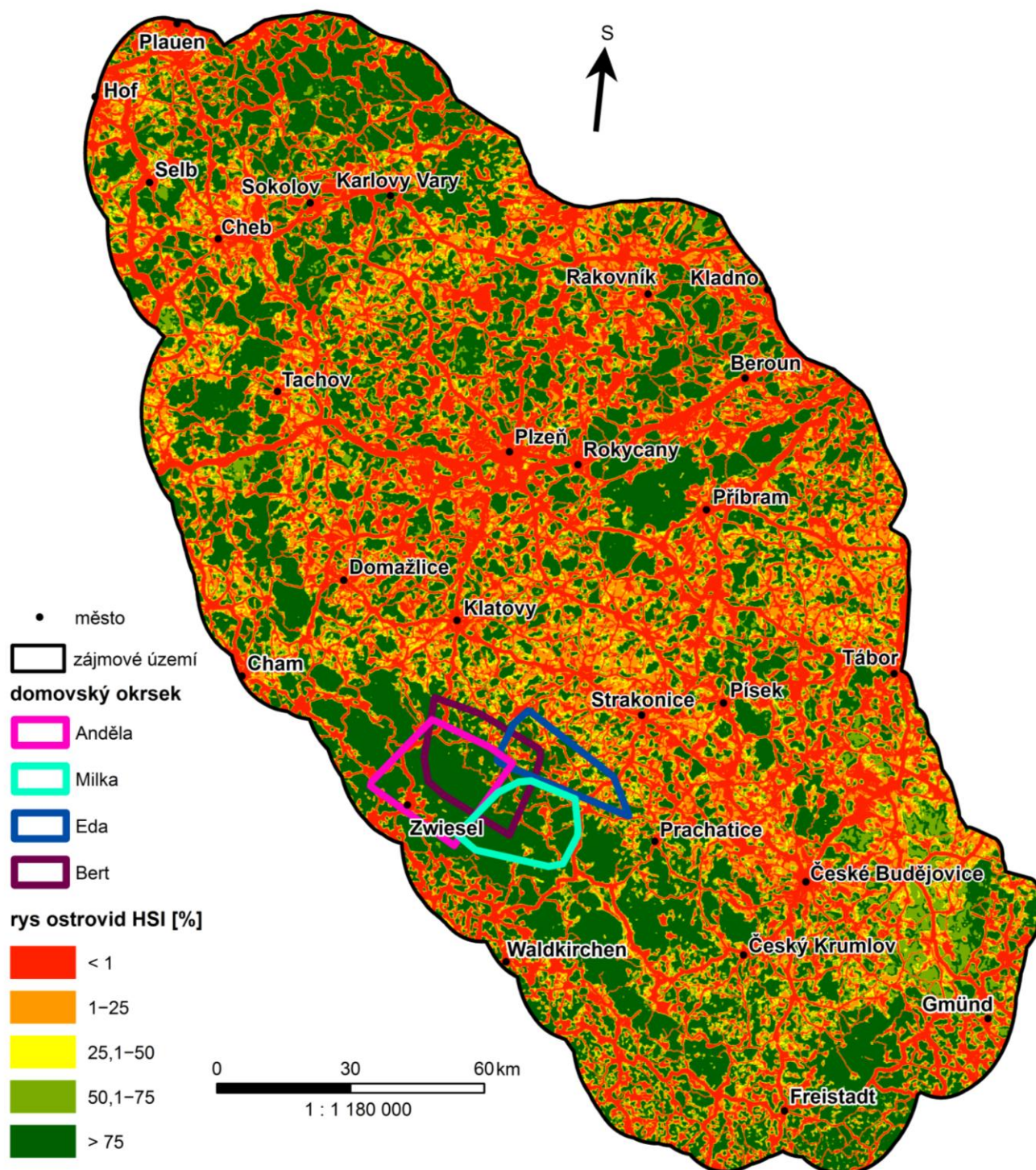
Příl. 11: Habitatový model rysa ostrovida



Zdroj: ArcData, 2007; EEA, 2014; vlastní zpracování

(A) Český les, (B) Šumava, (C) Boletice, (D) Blanský les, (E) Novohradské hory, (F) Mühlviertel, (G) Třeboňsko, (H) Hlubocké obory, (I) Písecké hory, (J) Údolí Otavy a Vltavy, (K) Třemšínský, (L) Brdy, (M) Trhoň a Radeč, (N) Křivoklátsko, (O) Manětínská, (P) Horní Střela, (R) Doupovské hory, (S) Krušné hory, (T) Slavkovský les

Příl. 12: Lokalizace domovských okrsků čtyř rysů



Zdroj: ArcData, 2007; Bufka, 2010, Sladová, 2011; vlastní zpracování

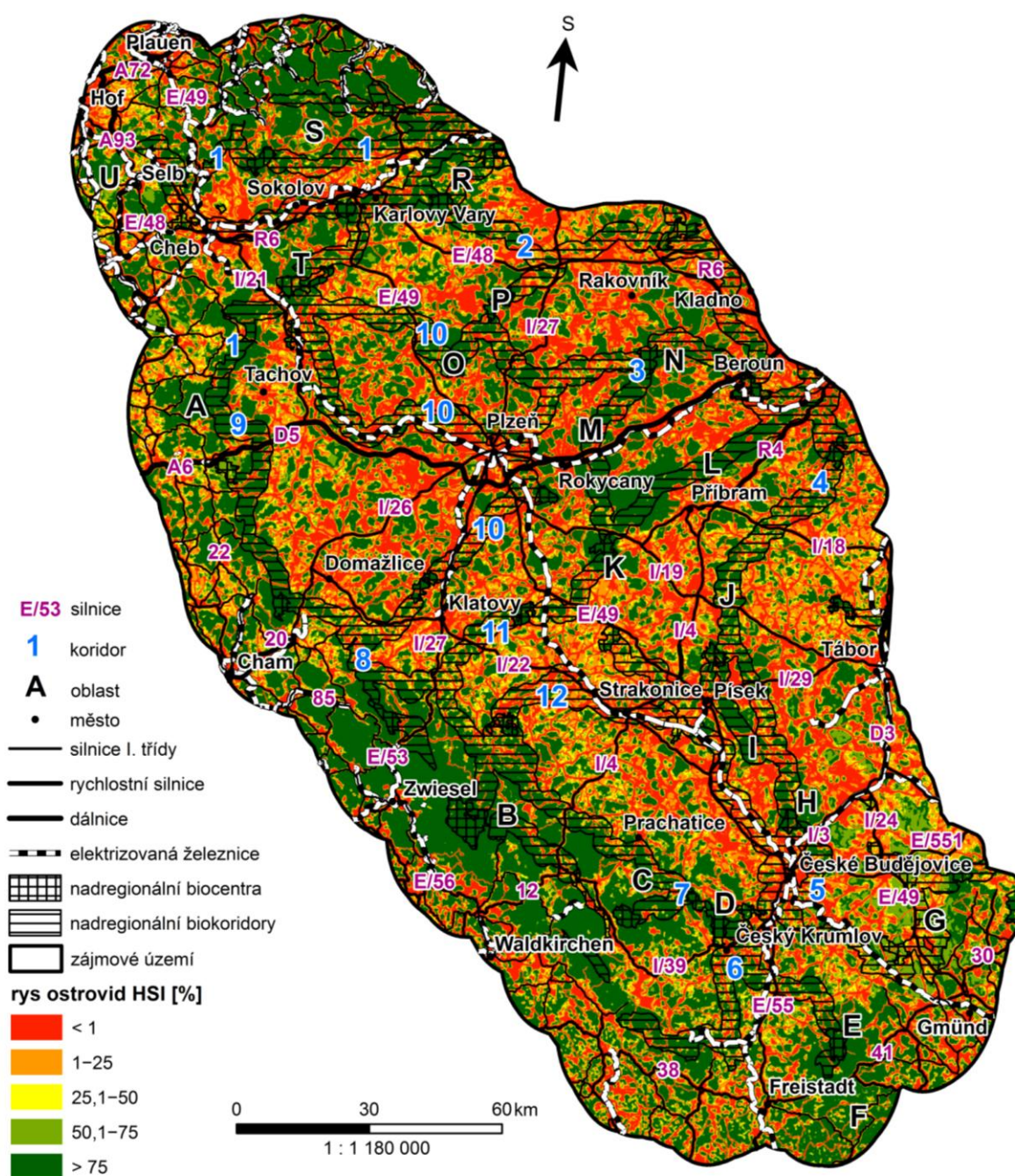
Příl. 13: Zastoupení typu habitatu v rámci domovských okrsků deseti telemetricky sledovaných rysů

Typ habitatu	ANDĚLA		BENJAMIN		BERAN		BERT		DON	
	Rozloha [km ²]	Podíl [%]	Rozloha [km ²]	Podíl [%]	Rozloha [km ²]	Podíl [%]	Rozloha [km ²]	Podíl [%]	Rozloha [km ²]	Podíl [%]
1	52,56	11,02	37,47	11,45	51,1	16,02	45,86	9,25	76,39	11,67
2	22,16	4,65	23,39	7,15	31,58	9,90	30,52	6,15	49,32	7,53
3	9,62	2,02	13,66	4,18	14,9	4,67	19,6	3,95	29,62	4,52
4	14,12	2,96	20,45	6,25	14,63	4,59	28,25	5,70	39,26	6,00
5	378,57	79,36	232,20	70,97	206,75	64,82	371,73	74,95	460,18	70,28
MCP	477,03		327,17		318,96		495,96		654,77	

Typ habitatu	EDA		JAMES		JÁRA		MILKA		VÍTEK	
	Rozloha [km ²]	Podíl [%]	Rozloha [km ²]	Podíl [%]	Rozloha [km ²]	Podíl [%]	Rozloha [km ²]	Podíl [%]	Rozloha [km ²]	Podíl [%]
1	59,28	20,81	27,84	5,94	9,42	9,03	27,83	7,82	13,66	12,71
2	47,11	16,54	19,59	4,18	6,32	6,06	21,14	5,94	9,16	8,52
3	29,11	10,22	12,03	2,57	3,69	3,54	11,13	3,13	6,61	6,15
4	29,73	10,44	19,3	4,12	5,76	5,52	15,65	4,40	10,09	9,39
5	119,65	42,00	389,78	83,19	79,16	75,86	280,13	78,71	67,99	63,24
MCP	284,86		468,54		104,35		355,88		107,51	

Zdroj: vlastní zpracování

Příl. 14: Liniové migrační bariéry v rámci nadregionálních koridorů a biocenter (ÚSES)

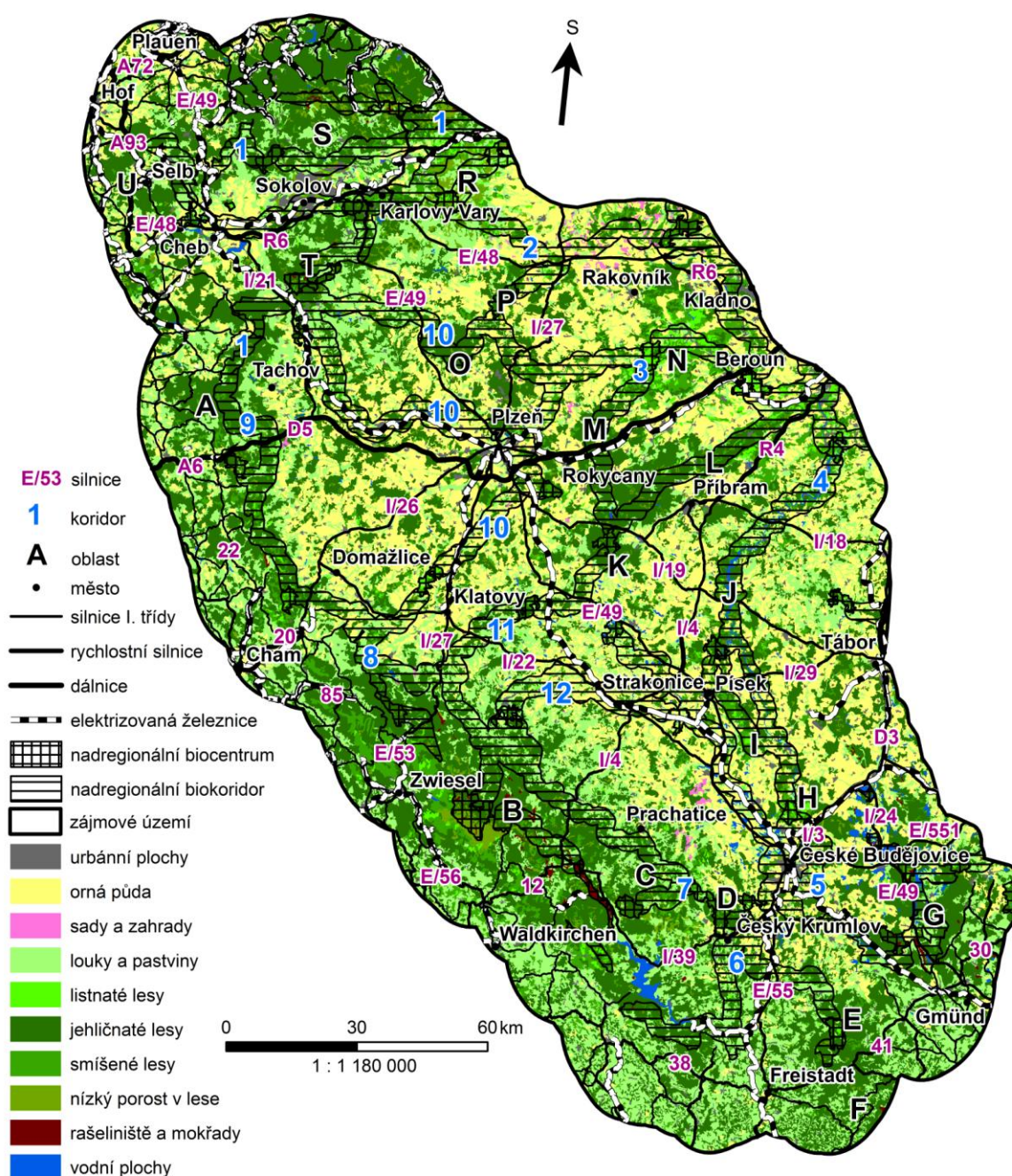


Zdroj: ArcData, 2007; CENIA, 2014; Geofabrik, 2014; Google Maps, 2014; vlastní zpracování

(A) Český les, (B) Šumava, (C) Boletice, (D) Blanský les, (E) Novohradské hory, (F) Mühlviertel, (G) Třeboňsko, (H) Hlubocké obory, (I) Písecké hory, (J) Údolí Otavy a Vltavy, (K) Třemšínský, (L) Brdy, (M) Trhoň a Radeč, (N) Křivoklátsko, (O) Manětínská, (P) Horní Střela, (R) Doupovské hory, (S) Krušné hory, (T) Slavkovský les, (U) Smrčiny

(1) A–T–S–U, (2) R–N, (3) N–L, (4) L–J–H–G, (5) G–E, (6) E–D–B, (7) D–C–B, (8) B–A, (9) A–A, (10) L–A, (11) L–A, (12) B–J

Příl. 15: Krajininný pokryv ve vztahu k nadregionálním prvkům ÚSES



Zdroj: ArcData, 2007; CENIA, 2014; EEA, 2009; Geofabrik, 2014; Google Maps, 2014; vlastní zpracování

(A) Český les, (B) Šumava, (C) Boletice, (D) Blanský les, (E) Novohradské hory, (F) Mühlviertel, (G) Třeboňsko, (H) Hlubocké obory, (I) Písecké hory, (J) Údolí Otavy a Vltavy, (K) Třemšín, (L) Brdy, (M) Trhoň a Radeč, (N) Křivoklátsko, (O) Manětínská, (P) Horní Střela, (R) Doupovské hory, (S) Krušné hory, (T) Slavkovský les, (U) Smrčiny

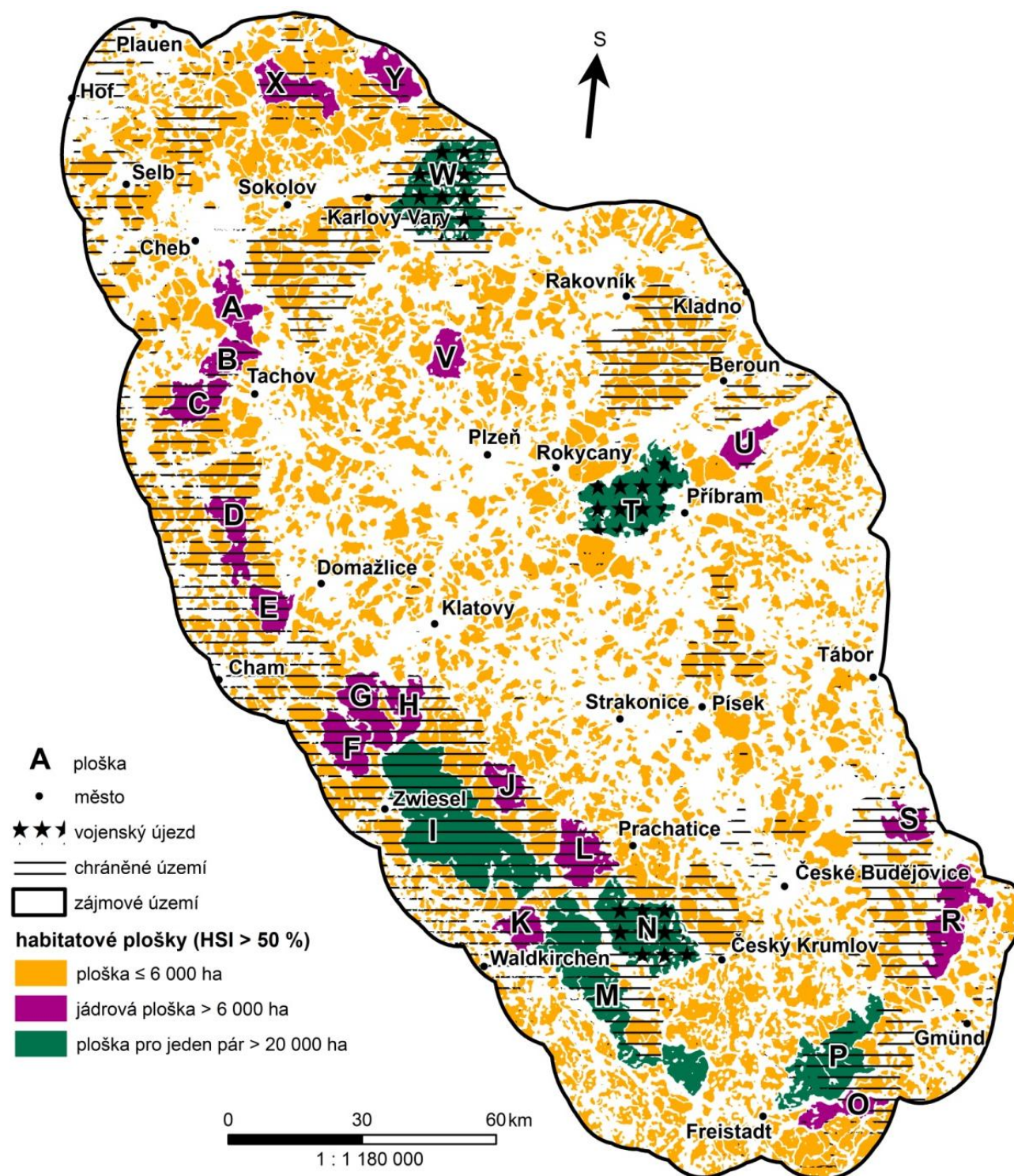
(1) A-T-S-U, (2) R-N, (3) N-L, (4) L-J-H-G, (5) G-E, (6) E-D-B, (7) D-C-B, (8) B-A, (9) A-A, (10) L-A, (11) L-A, (12) B-J

Příl. 16: Liniové migrační bariéry v rámci nadregionálních prvků ÚSES

Označení nadregionálního koridoru (ÚSES)	Propojené oblasti	Silnice	Elektrizovaná železnice	Nevhodný typ habitatu
1	Český les–Slavkovský les–Krušné hory	E/49, E/48, E/442	ano	zástavba
2	Doupovské hory–Křivoklátsko	D5, R6, E/48, I/27	ano	zástavba, orná půda
3	Křivoklátsko–Brdy	D5	ano	minimální zastoupení
4	Brdy–Údolí Vltavy a Otavy–Hlubocké obory–Třeboňsko	R4, E/49, E/55, E/551, I/29, I/22, I/18, I/4, I/3	ano	zástavba, orná půda, pastviny a louky
5	Třeboňsko–Novohradské hory	E/55, I/39	ne	urbanizovaná plocha, orná půda
6	Novohradské hory–Blanský les–Šumava	E55, I/39	ano	minimální zastoupení orné půdy, louky a pastviny
7	Blanský les–Boletice–Šumava	I/4, E/53	ne	minimální zastoupení
8	Šumava–Český les	I/26	ne	minimální zastoupení orné půdy, pastvin a luk
9	Český les–Český les	D 5	ne	minimální zastoupení
10	Brdy–Český les	D5, E/53, E/49, I/27, I/26, I/22, I/21	ano	urbanizovaná plocha, orná půda
11	Brdy–Šumava	E/53, E/49, I/22, I/19	ano	minimální zastoupení orné půdy, pastvin a luk
12	Šumava–Údolí Vltavy a Otavy	E/49, I/29, I/22, I/19, I/4	ano	orná půda, louky a pastviny

Zdroj: ArcData, 2007; CENIA, 2014; Geofabrik, 2014; Google Maps, 2014; vlastní zpracování

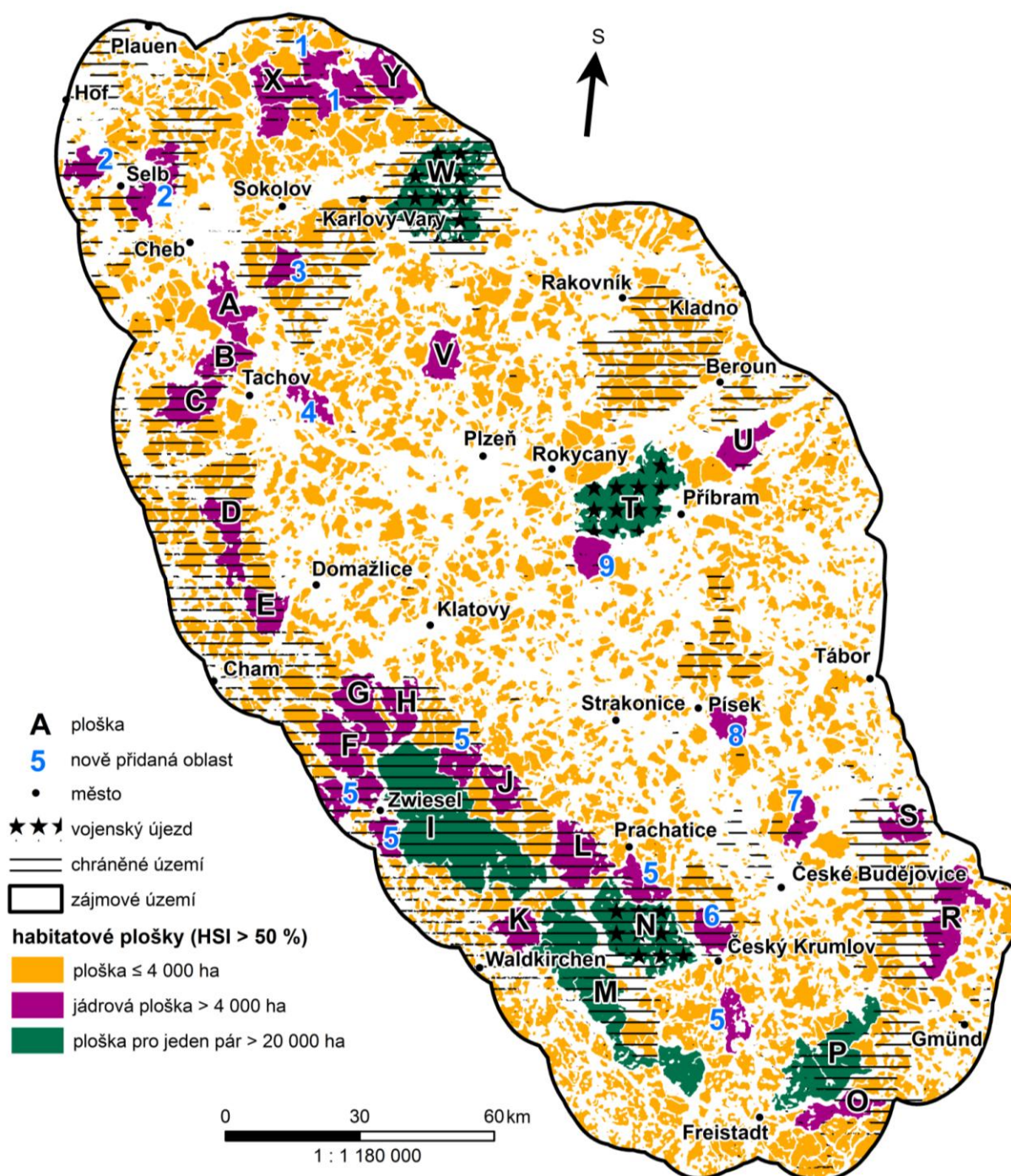
Příl. 17: Habitatové plošky, které mají HSI > 50 % (limitní hodnoty 6 000 a 20 000 ha)



Zdroj: ArcData, 2007; EEA, 2014; vlastní zpracování

(A–E) Český les, (F–M) Šumava, (N) Boletice, (P) Novohradské hory, (O) Mühlviertel, (R–S) Třeboňsko, (T–U) Brdy, (V) Manětínská, (W) Doupovské hory – Hradiště, (X–Y) Krušné hory

Příl. 18: Habitatové plošky, které mají HSI > 50 % (limitní hodnoty 4 000 a 20 000 ha)

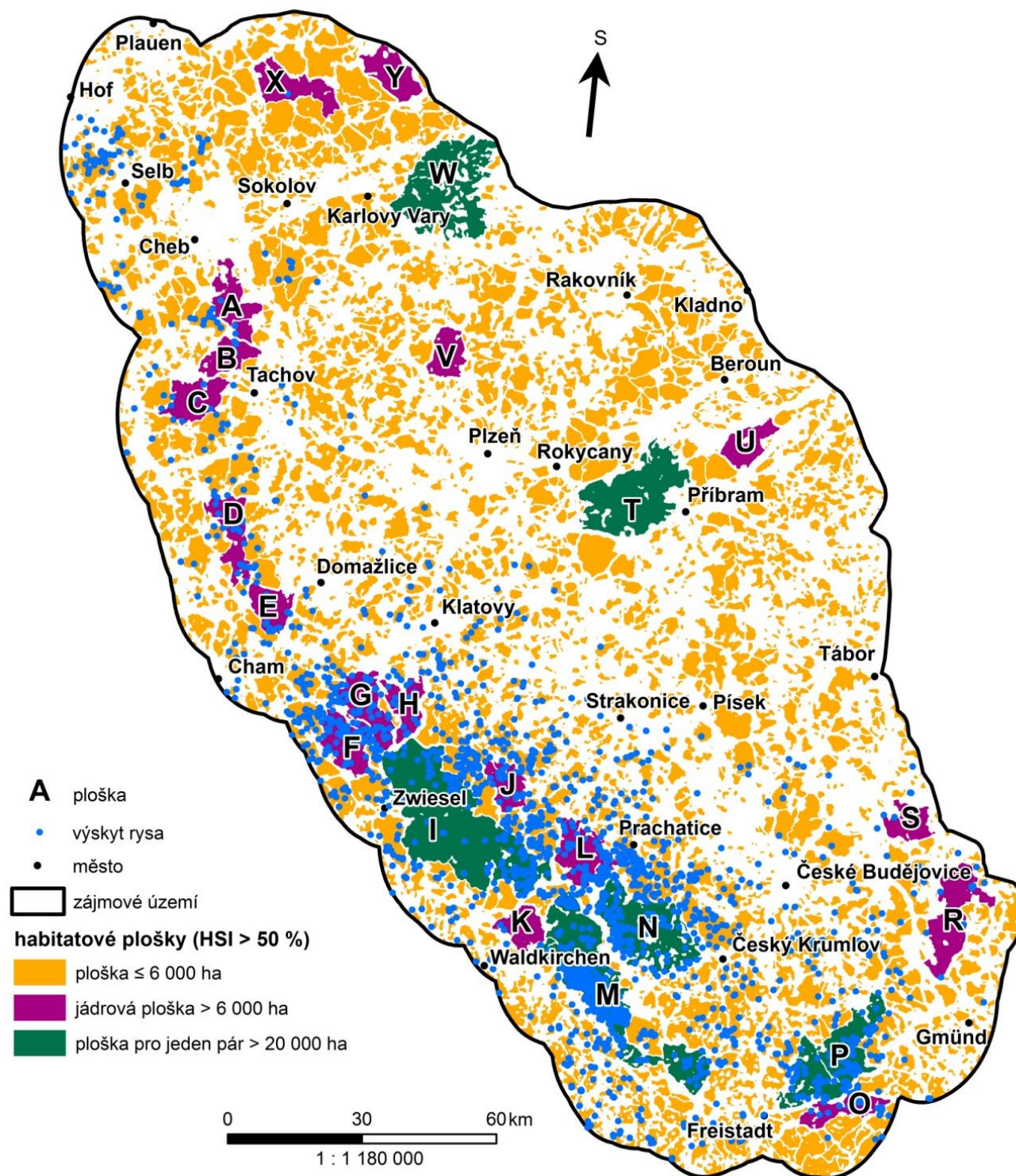


Zdroj: ArcData, 2007; EEA, 2014; vlastní zpracování

(A–E) Český les, (F–M) Šumava, (N) Boletice, (P) Novohradské hory, (O) Mühlviertel, (R–S) Třeboňsko, (T–U) Brdy, (V) Manětínská, (W) Doupovské hory – Hradiště, (X–Y) Krušné hory

(1) Krušné hory, (2) Smrčiny, (3) Slavkovský les, (4) Plaská pahorkatina, (5) Šumavské podhůří, (6) Blanský les, (7) Hlubocké obory, (8) Písecké hory, (9) Brdy

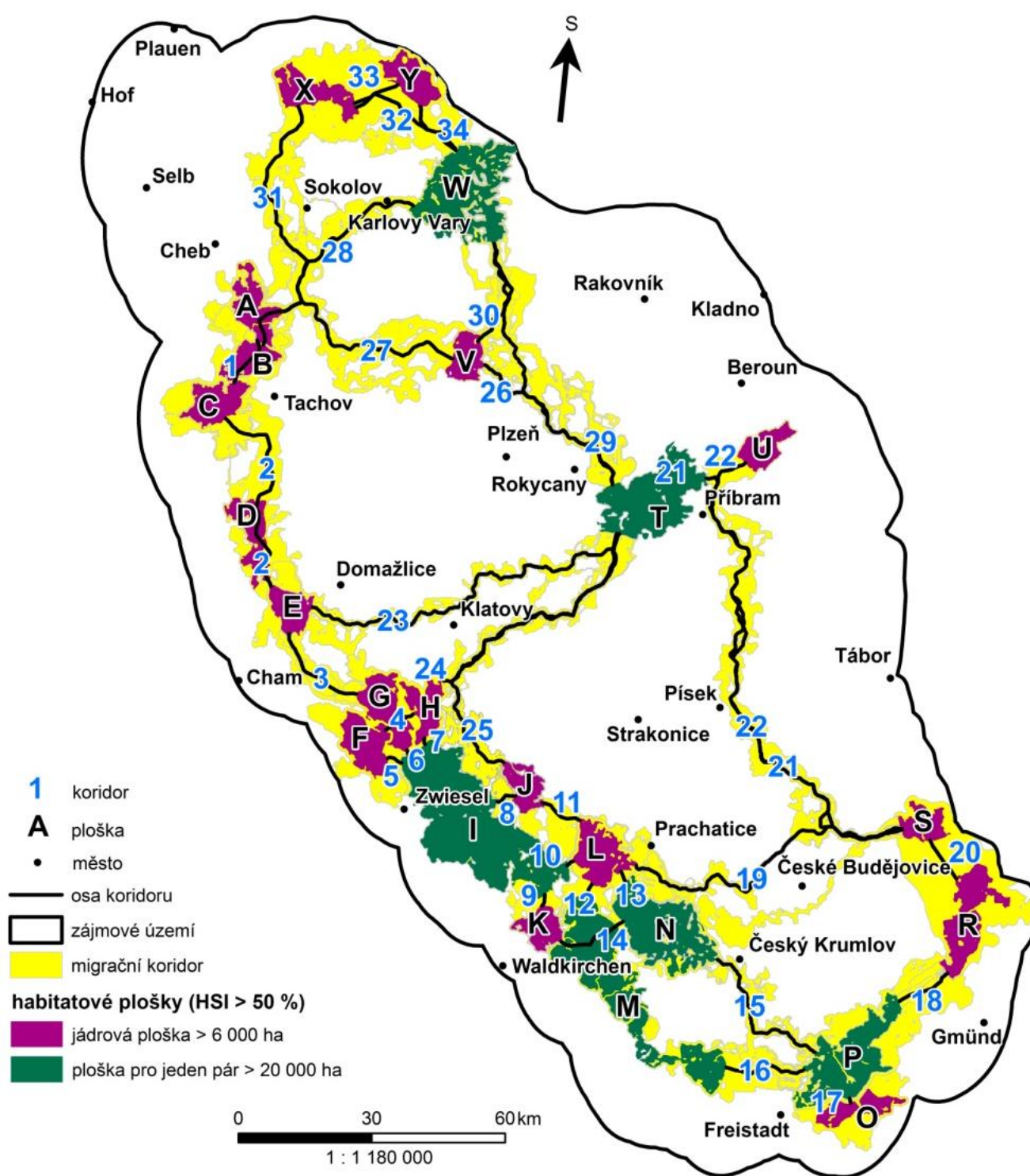
Příl. 19: Vztah habitatových plošek a bodů výskytu rysa ostrovida



Zdroj: ALKA Wildlife, 2014; ArcData, 2007; NDOP AOPK, 2014; vlastní zpracování

(A–E) Český les, (F–M) Šumava, (N) Boletice, (P) Novohradské hory, (O) Mühlviertel, (R–S) Třebořísko, (T–U) Brdy, (V) Manětínská, (W) Doupovské hory – Hradiště, (X–Y) Krušné hory

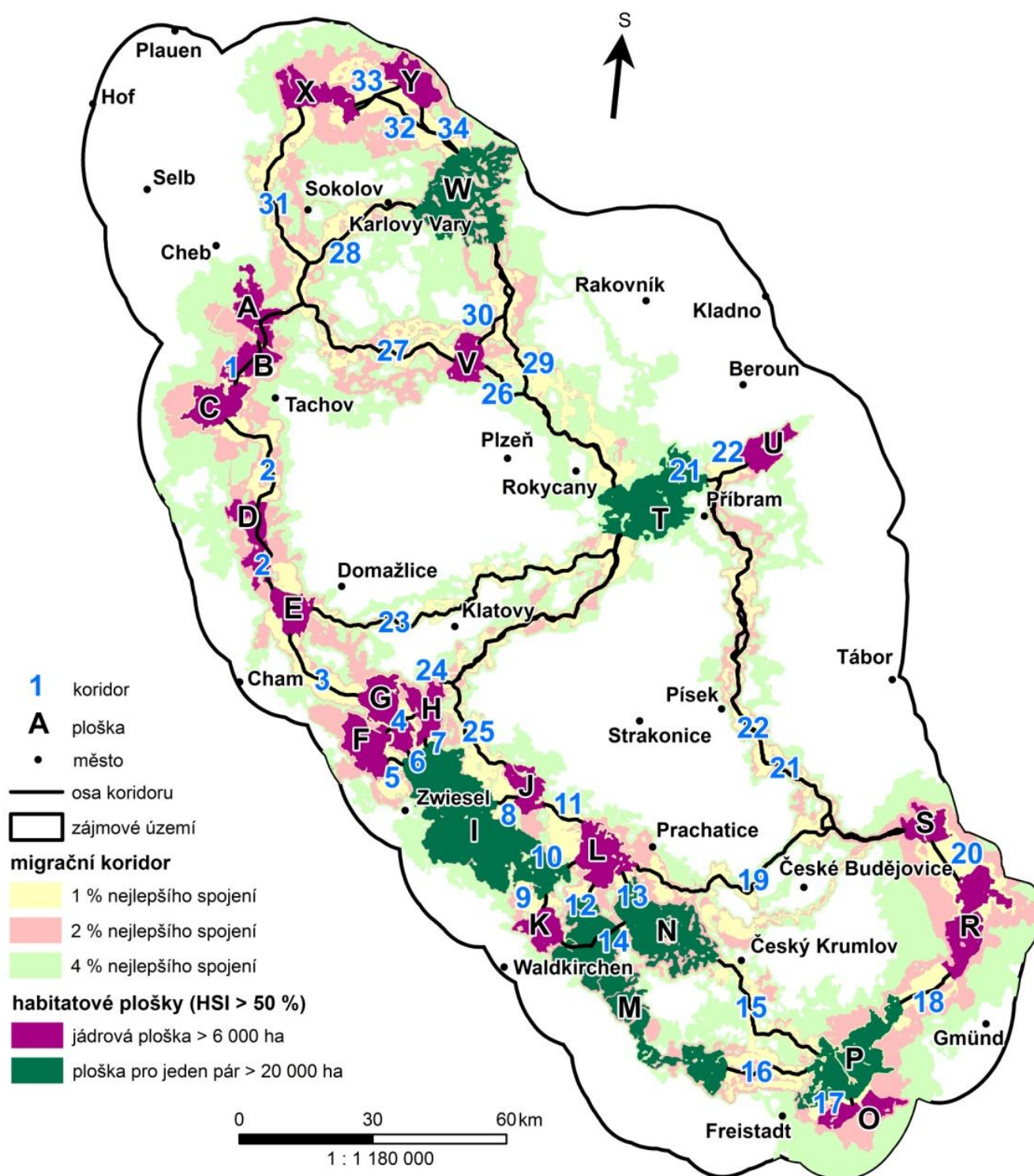
Příl. 20: Potenciální migrační koridory



Zdroj: ArcData, 2007; vlastní zpracování

(A-E) Český les, (F-M) Šumava, (N) Boletice, (P) Novohradské hory, (O) Mühlviertel, (R-S) Třeboňsko, (T-U) Brdy, (V) Manětínská, (W) Doupovské hory – Hradiště, (X-Y) Krušné hory

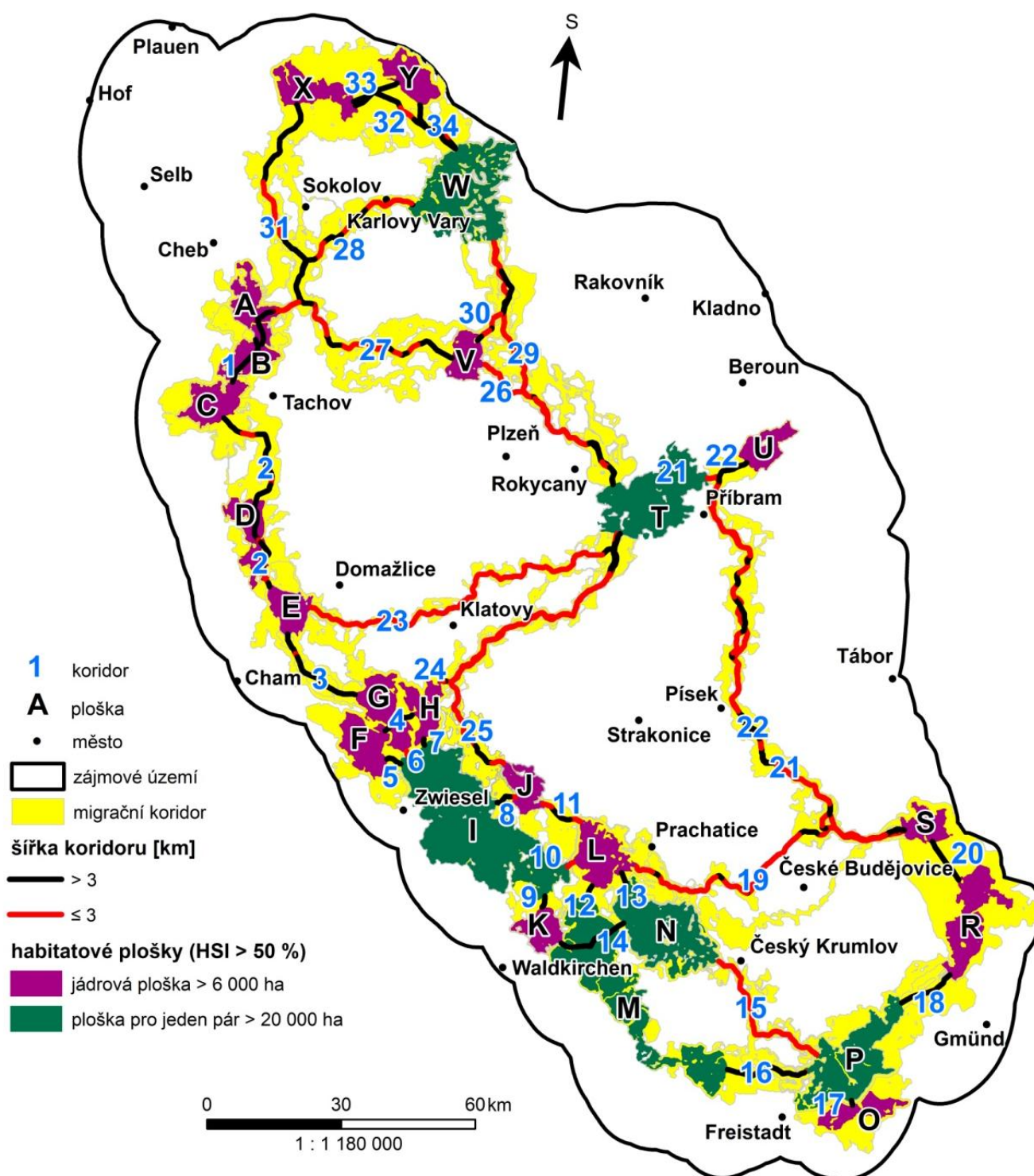
Příl. 21: Migrační koridory s odlišnou šířkou



Zdroj: ArcData, 2007; vlastní zpracování

(A-E) Český les, (F-M) Šumava, (N) Boletice, (P) Novohradské hory, (O) Mühlviertel, (R-S) Třeboňsko, (T-U) Brdy, (V) Manětínská, (W) Doupovské hory – Hradiště, (X-Y) Krušné hory

Příl. 22: Mapa limitní šířky koridoru (3 km)



Zdroj: ArcData, 2007; vlastní zpracování

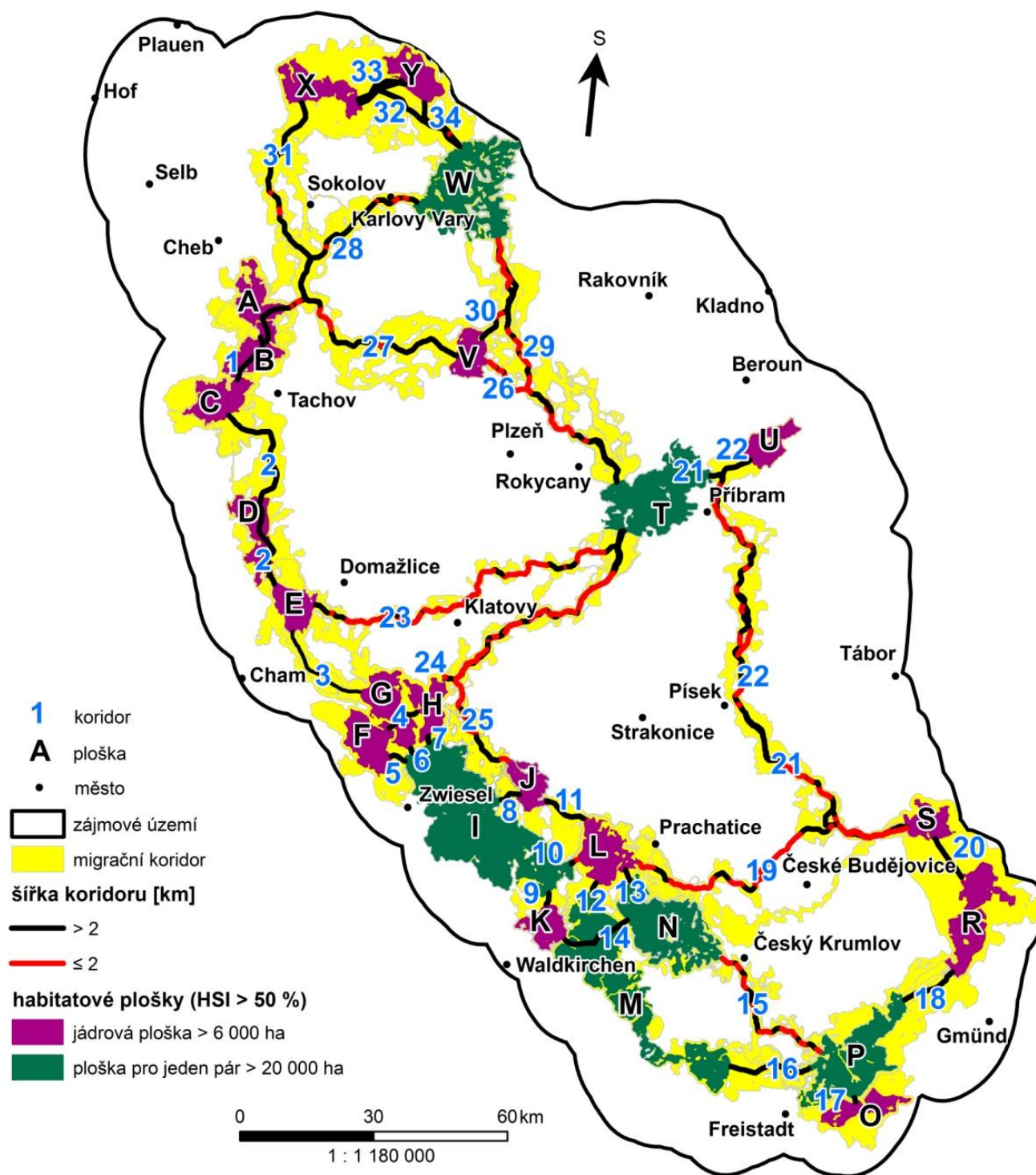
(A–E) Český les, (F–M) Šumava, (N) Boletice, (P) Novohradské hory, (O) Mühlviertel, (R–S) Třeboňsko, (T–U) Brdy, (V) Manětínská, (W) Doupovské hory – Hradiště, (X–Y) Krušné hory

Příl. 23: Tabulka limitní šířky koridoru (3 km)

Označení koridoru	Spojené plošky	Délka koridoru [km]	Pod 3 km [%]	Celková délka úseku pod 3 km [km]
1	A–C	12,23	0	0
2	C–E	51,81	17,70	9,20
3	E–G	23,65	3,90	8,97
4	F–H	7,83	0	0
5	F–I	3,72	0	0
6	G–I	1,12	100,00	1,12
7	H–I	1,48	0	0
8	J–I	4,92	25,40	1,25
9	K–I	2,76	0	0
10	L–I	1,69	100,00	1,69
11	L–J	10,23	45,00	4,69
12	L–M	1,68	0	0
13	L–N	2,76	0	0
14	N–K	16,99	0	0
15	N–P	38,33	100,00	38,33
16	P–M	20,21	10,00	2,03
17	P–O	1,10	0	0
18	P–R	13,66	0	0
19	S–L	78,52	89,70	70,43
20	S–R	11,03	0	0
21	S–T	129,58	84,60	109,67
22	S–U	130,11	65,30	85,05
23	T–E	91,35	95,24	87,89
24	T–H	63,85	83,07	53,04
25	T–J	88,46	85,14	75,31
26	T–V	48,15	67,65	32,57
27	V–B	64,46	52,36	33,75
28	W–A	48,24	49,99	24,11
29	W–T	75,10	81,94	61,53
30	W–V	27,95	50,50	14,14
31	X–A	59,69	32,10	19,16
32	X–W	29,94	22,30	6,81
33	X–Y	11,48	0	0
34	Y–W	14,57	0	0

Zdroj: vlastní zpracování

Příl. 24: Mapa limitní šířky koridoru (2 km)



Zdroj: ArcData, 2007; vlastní zpracování

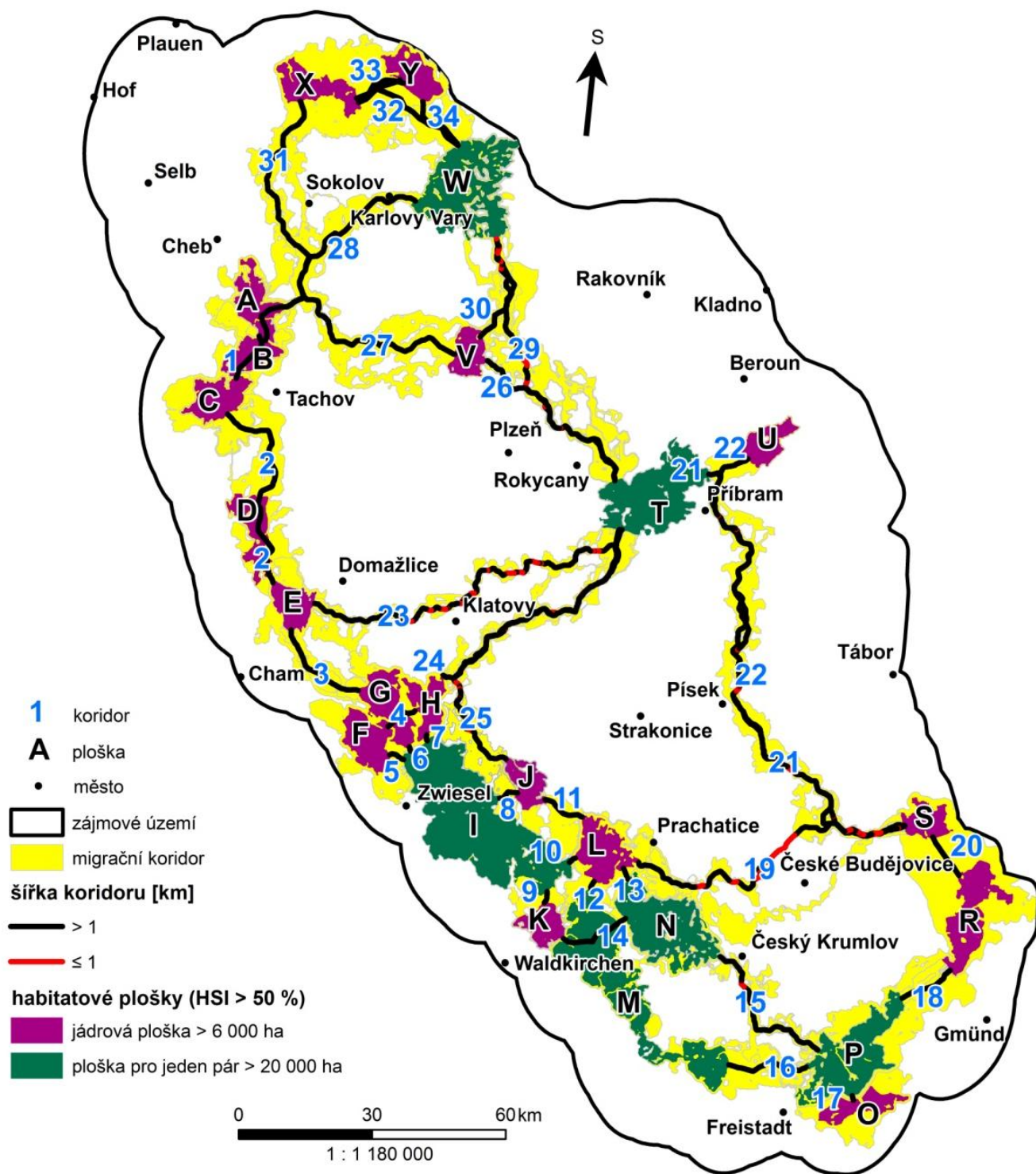
(A–E) Český les, (F–M) Šumava, (N) Boletice, (P) Novohradské hory, (O) Mühlviertel, (R–S) Třeboňsko, (T–U) Brdy, (V) Manětínská, (W) Doupovské hory – Hradiště, (X–Y) Krušné hory

Příl. 25: Tabulka limitní šířky koridoru (2 km)

Označení koridoru	Spojené plošky	Délka koridoru [km]	Pod 2 km [%]	Celková délka úseku pod 2 km [km]
1	A–C	12,23	0	0
2	C–E	51,81	0	0
3	E–G	23,65	0	0
4	F–H	7,83	0	0
5	F–I	3,72	0	0
6	G–I	1,12	0	0
7	H–I	1,48	0	0
8	J–I	4,92	0	0
9	K–I	2,76	0	0
10	L–I	1,69	71,21	1,20
11	L–J	10,23	0,99	0,10
12	L–M	1,68	0	0
13	L–N	2,76	0	0
14	N–K	16,99	0	0
15	N–P	38,33	57,53	22,05
16	P–M	20,21	0	0
17	P–O	1,10	0	0
18	P–R	13,66	0	0
19	S–L	78,52	74,14	58,22
20	S–R	11,03	0	0
21	S–T	129,58	52,05	67,44
22	S–U	130,11	28,60	37,21
23	T–E	91,35	71,49	65,31
24	T–H	63,85	36,07	23,03
25	T–J	88,46	67,58	59,78
26	T–V	48,15	48,73	22,98
27	V–B	64,46	17,88	11,53
28	W–A	48,24	16,83	8,12
29	W–T	75,10	56,73	42,60
30	W–V	27,95	9,20	2,60
31	X–A	59,69	9,33	5,57
32	X–W	29,94	3,08	0,92
33	X–Y	11,48	0	0
34	Y–W	14,57	0	0

Zdroj: vlastní zpracování

Příl. 26: Mapa limitní šířky koridoru (1 km)



Zdroj: ArcData, 2007; vlastní zpracování

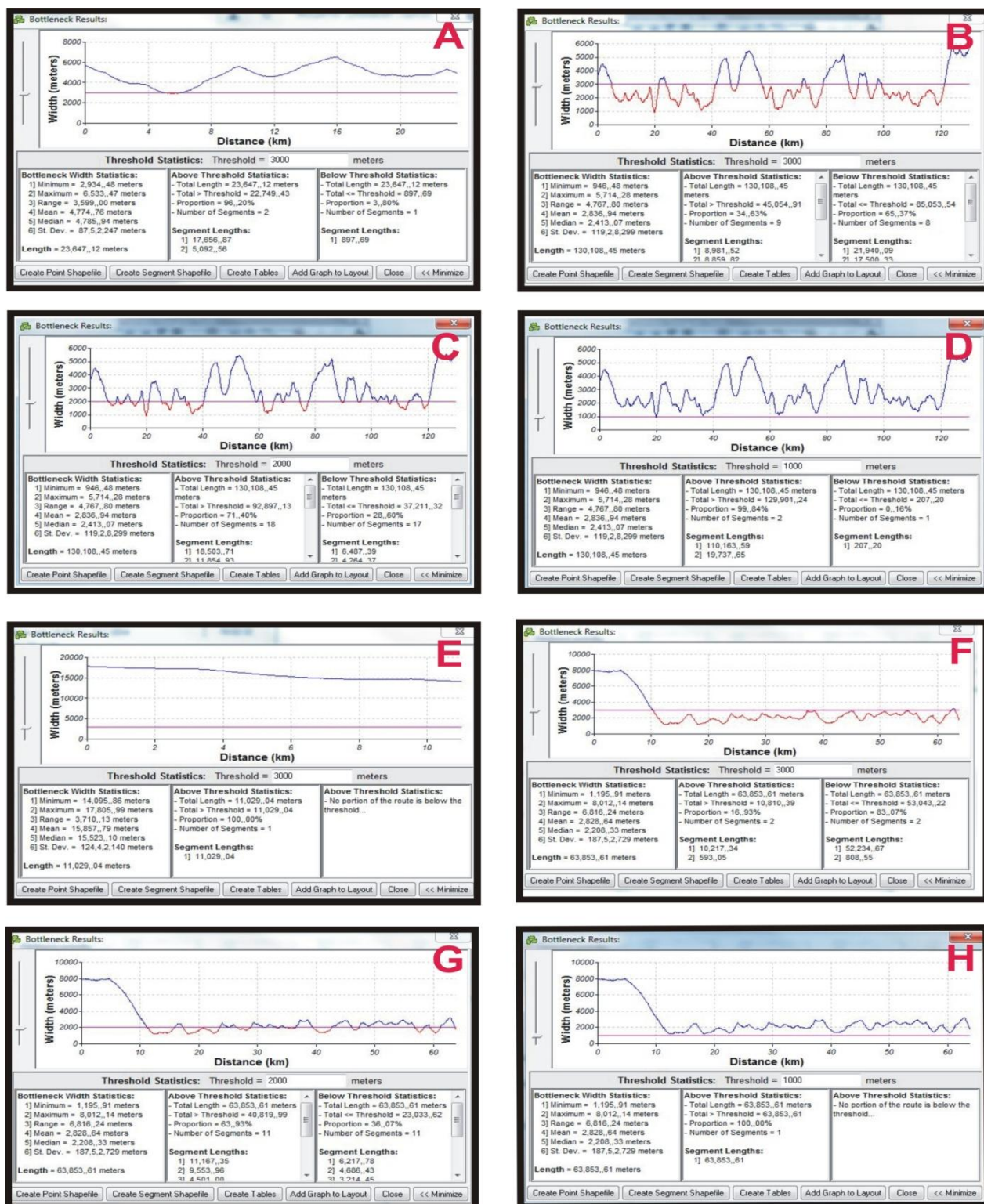
(A–E) Český les, (F–M) Šumava, (N) Boletice, (P) Novohradské hory, (O) Mühlviertel, (R–S) Třebořsko, (T–U) Brdy, (V) Manětínská, (W) Doupovské hory – Hradiště, (X–Y) Krušné hory

Příl. 27: Tabulka limitní šířky koridoru (1 km)

Označení koridoru	Spojené plošky	Délka koridoru [km]	Pod 1 km [%]	Celková délka úseku pod 1 km [km]
1	A–C	12,23	0	0
2	C–E	51,81	0	0
3	E–G	23,65	0	0
4	F–H	7,83	0	0
5	F–I	3,72	0	0
6	G–I	1,12	0	0
7	H–I	1,48	0	0
8	J–I	4,92	0	0
9	K–I	2,76	0	0
10	L–I	1,69	0	0
11	L–J	10,23	0	0
12	L–M	1,68	0	0
13	L–N	2,76	0	0
14	N–K	16,99	0	0
15	N–P	38,33	4,30	1,67
16	P–M	20,21	0	0
17	P–O	1,10	0	0
18	P–R	13,66	0	0
19	S–L	78,52	27,10	21,29
20	S–R	11,03	0	0
21	S–T	129,58	4,06	5,27
22	S–U	130,11	0,15	0,21
23	T–E	91,35	16,60	15,17
24	T–H	63,85	0	0
25	T–J	88,46	11,60	10,16
26	T–V	48,15	2,33	1,12
27	V–B	64,46	0	0
28	W–A	48,24	0	0
29	W–T	75,10	13,84	10,39
30	W–V	27,95	0	0
31	X–A	59,69	0	0
32	X–W	29,94	0	0
33	X–Y	11,48	0	0
34	Y–W	14,57	0	0

Zdroj: vlastní zpracování

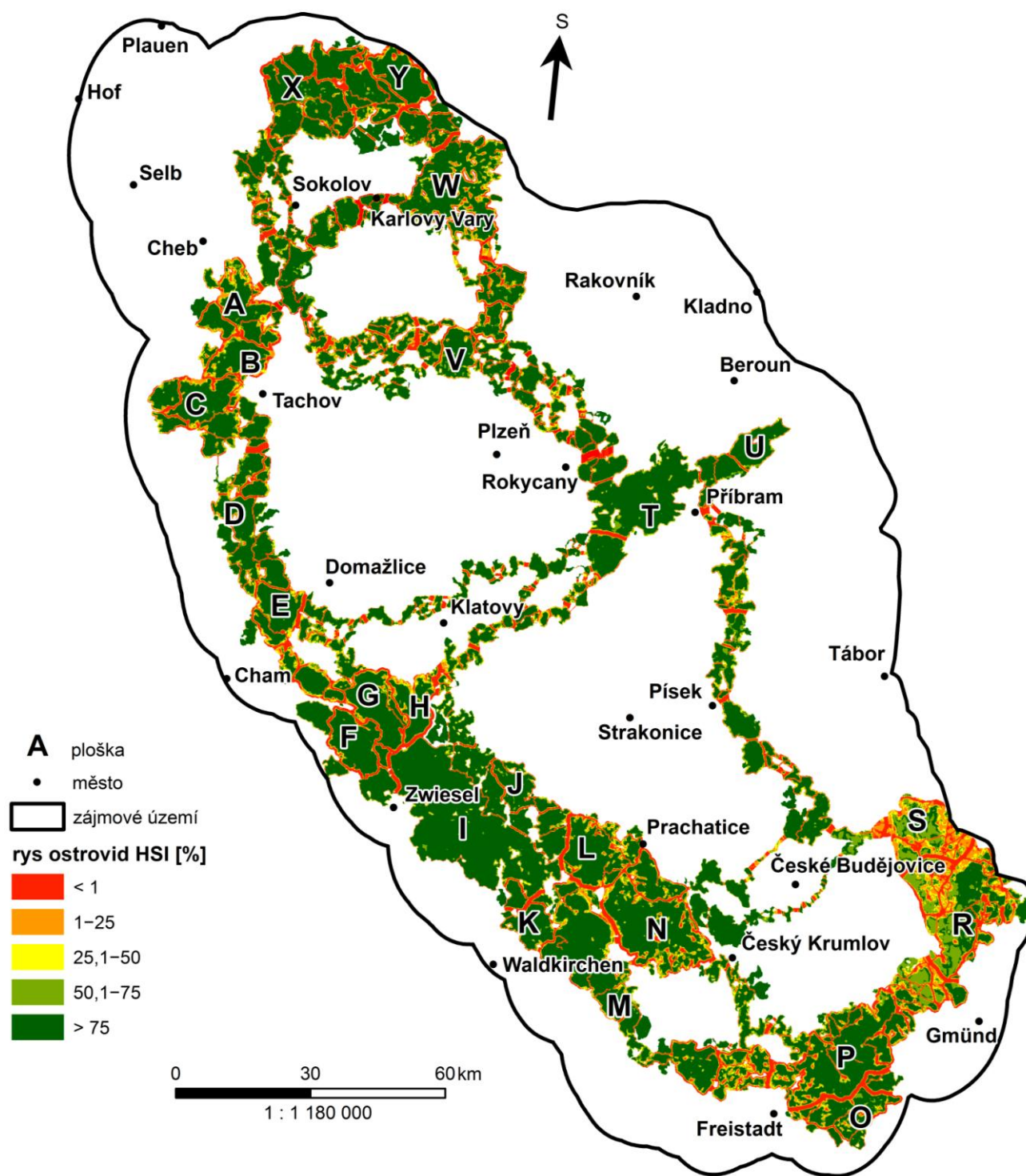
Příl. 28: Znáornění výpočtu limitních šířek ve vybraných koridorech



Zdroj: vlastní zpracování

A – Koridor 3 (limitní hodnota 3 km); B – Koridor 22 (limitní hodnota 3 km); C – Koridor 22 (limitní hodnota 2 km); D – Koridor 22 (limitní hodnota 1 km); E – Koridor 20 (limitní hodnota 3 km); F – koridor 24 (limitní hodnota 3 km); G – Koridor 24 (limitní hodnota 2 km); H – Koridor 24 (limitní hodnota 1 km)

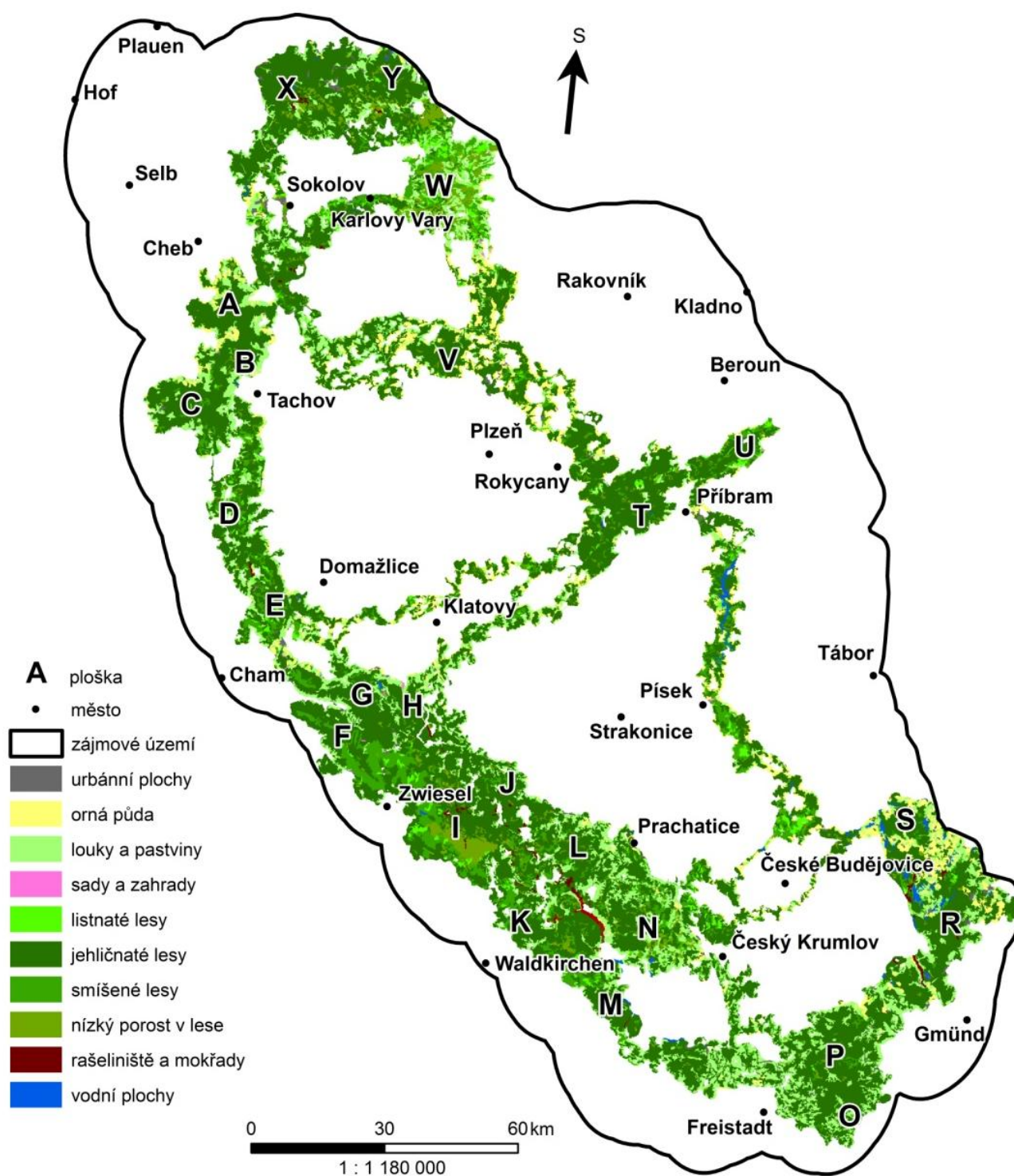
Příl. 29: Potenciální migrační koridory ve vztahu k habitatovému modelu



Zdroj: ArcData, 2007; vlastní zpracování

(A-E) Český les, (F-M) Šumava, (N) Boletice, (P) Novohradské hory, (O) Mühlviertel, (R-S) Třebořsko, (T-U) Brdy, (V) Manětínská, (W) Doupovské hory – Hradiště, (X-Y) Krušné hory

Příl. 30: Potenciální migrační koridory ve vztahu ke krajinnému pokryvu



Zdroj: ArcData, 2007; EEA, 2009; vlastní zpracování

(A-E) Český les, (F-M) Šumava, (N) Boletice, (P) Novohradské hory, (O) Mühlviertel, (R-S) Třeboňsko, (T-U) Brdy, (V) Manětínská, (W) Doupovské hory – Hradiště, (X-Y) Krušné hory

Příl. 31: Zastoupení krajinných tříd v rámci migračních koridorů

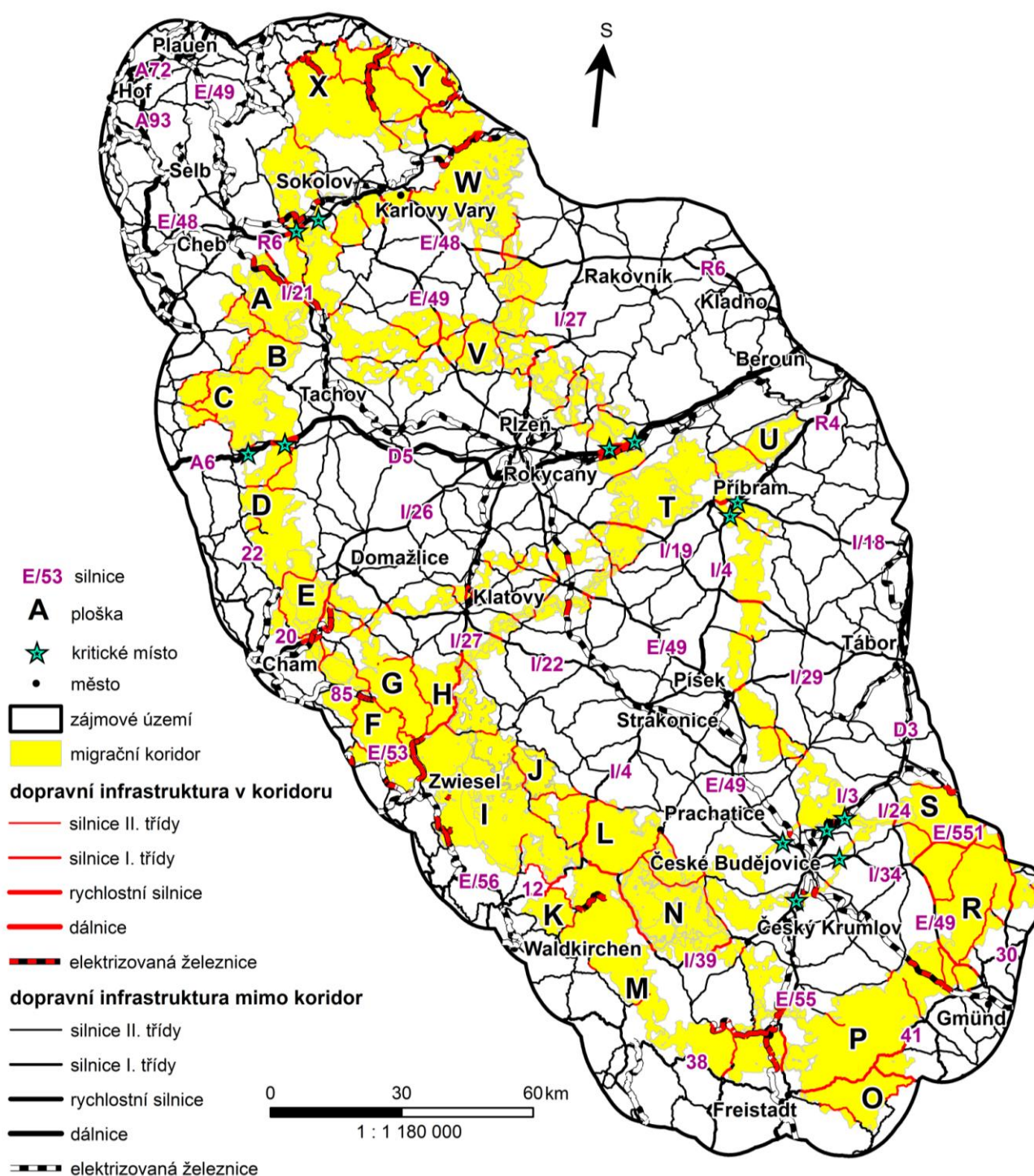
Označení koridoru	Spojené plošky	Urbánní plochy [%]	Orná půda [%]	Sady a zahrady [%]	Louky a pastviny [%]	Listnatý les [%]	Jehličnatý les [%]	Smíšený les [%]	Nízký porost v lese [%]	Rašeliniště [%]	Vodní plochy [%]
1	A–C	0,67	8,01	0,00	21,60	0,63	64,19	3,56	1,29	0,00	0,06
2	C–E	0,22	2,04	0,00	18,45	2,46	63,23	12,04	1,30	0,25	0,00
3	E–G	1,15	4,33	0,05	18,95	1,66	56,76	16,33	0,53	0,00	0,23
4	F–H	1,00	0,70	0,21	14,51	1,41	60,80	19,84	1,31	0,03	0,20
5	F–I	0,18	0,00	0,00	3,88	2,76	57,73	26,85	8,00	0,49	0,12
6	G–I	0,15	0,03	0,00	4,96	2,96	57,81	19,92	13,31	0,65	0,21
7	H–I	0,04	0,05	0,04	6,46	3,02	55,81	19,84	13,86	0,75	0,14
8	J–I	0,05	0,02	0,00	5,86	2,96	58,18	18,61	13,38	0,84	0,11
9	K–I	0,02	0,00	0,00	6,36	2,77	54,68	21,47	1,12	0,47	0,11
10	L–I	0,06	0,08	0,00	7,99	2,33	57,06	17,07	14,11	1,20	0,11
11	L–J	0,13	0,18	0,00	11,20	1,14	64,73	8,91	12,62	1,09	0,00
12	L–M	0,59	0,77	0,00	15,68	2,06	62,60	11,48	3,70	2,75	0,36
13	L–N	0,79	2,08	0,00	29,76	1,35	50,53	8,82	6,02	0,35	0,30
14	N–K	0,36	0,50	0,00	16,74	2,14	57,77	13,82	6,86	1,62	0,19
15	N–P	0,29	1,31	0,00	21,15	1,03	64,08	7,10	5,05	0,00	0,00
16	P–M	1,09	1,47	0,00	28,02	0,66	64,12	3,61	0,74	0,00	0,29
17	P–O	1,02	1,53	0,00	27,37	0,62	66,12	2,55	0,79	0,00	0,00
18	P–R	1,34	3,14	0,00	26,52	0,64	64,16	2,50	0,67	0,74	0,29
19	S–L	0,44	5,36	0,00	12,44	4,23	58,88	13,32	4,69	0,01	0,63
20	S–R	2,24	15,80	0,00	20,09	0,73	51,24	3,58	0,84	1,16	4,31
21	S–T	0,14	9,79	0,00	7,30	3,49	60,27	13,01	2,91	0,00	3,09
22	S–U	1,23	14,66	0,00	8,36	5,03	46,81	18,39	2,12	0,00	3,39
23	T–E	0,29	6,21	0,00	6,17	1,80	72,62	9,99	2,83	0,02	0,06
24	T–H	0,38	5,70	0,02	16,18	1,10	69,30	4,17	2,99	0,03	0,13

(pokračování)

Označení koridoru	Spojené plošky	Urbánní plochy [%]	Orná půda [%]	Sady a zahrady [%]	Louky a pastviny [%]	Listnatý les [%]	Jehličnatý les [%]	Smíšený les [%]	Nízký porost v lese [%]	Rašeliniště [%]	Vodní plochy [%]
25	T-J	0,13	2,05	0,00	12,61	0,81	75,97	3,97	4,08	0,30	0,08
26	T-V	1,14	12,52	0,00	7,46	1,04	68,79	6,25	2,65	0,02	0,12
27	V-B	0,25	9,95	0,00	18,34	0,72	66,44	2,47	1,82	0,02	0,00
28	W-A	0,86	1,55	0,03	20,76	5,90	40,19	16,43	14,03	0,22	0,03
29	W-T	0,43	10,10	0,02	7,73	2,46	65,50	8,27	5,45	0,00	0,04
30	W-V	0,32	11,06	0,23	24,21	4,70	27,93	16,54	15,01	0,00	0,00
31	X-A	1,75	2,76	0,00	15,20	1,28	69,12	3,53	5,65	0,48	0,23
32	X-W	0,50	0,23	0,04	17,07	5,69	40,91	15,12	20,15	0,24	0,05
33	X-Y	2,42	0,79	0,00	13,22	0,23	72,93	1,39	8,17	0,62	0,22
34	Y-W	0,65	0,90	0,04	22,24	5,92	33,29	16,14	20,66	0,09	0,06

Zdroj: ArcData, 2007; EEA, 2009; vlastní zpracování

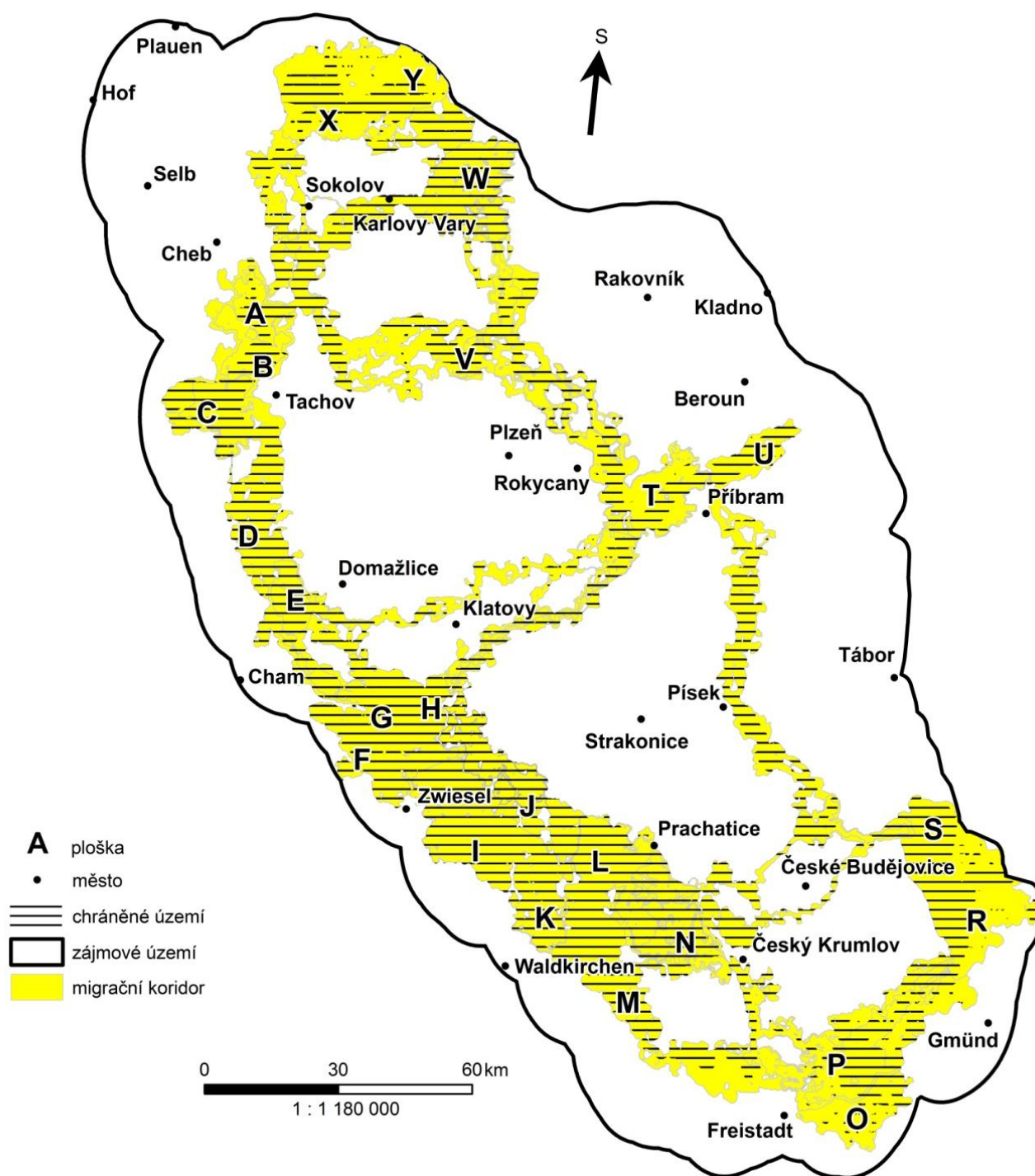
Příl. 32: Potenciální migrační koridory ve vztahu k jednotlivým typům dopravní infrastruktury



Zdroj: ArcData, 2007; Geofabrik, 2014; Google Maps, 2014; vlastní zpracování

(A-E) Český les, (F-M) Šumava, (N) Boletice, (P) Novohradské hory, (O) Mühlviertel, (R-S) Třeboňsko, (T-U) Brdy, (V) Manětínská, (W) Doupovské hory – Hradiště, (X-Y) Krušné hory

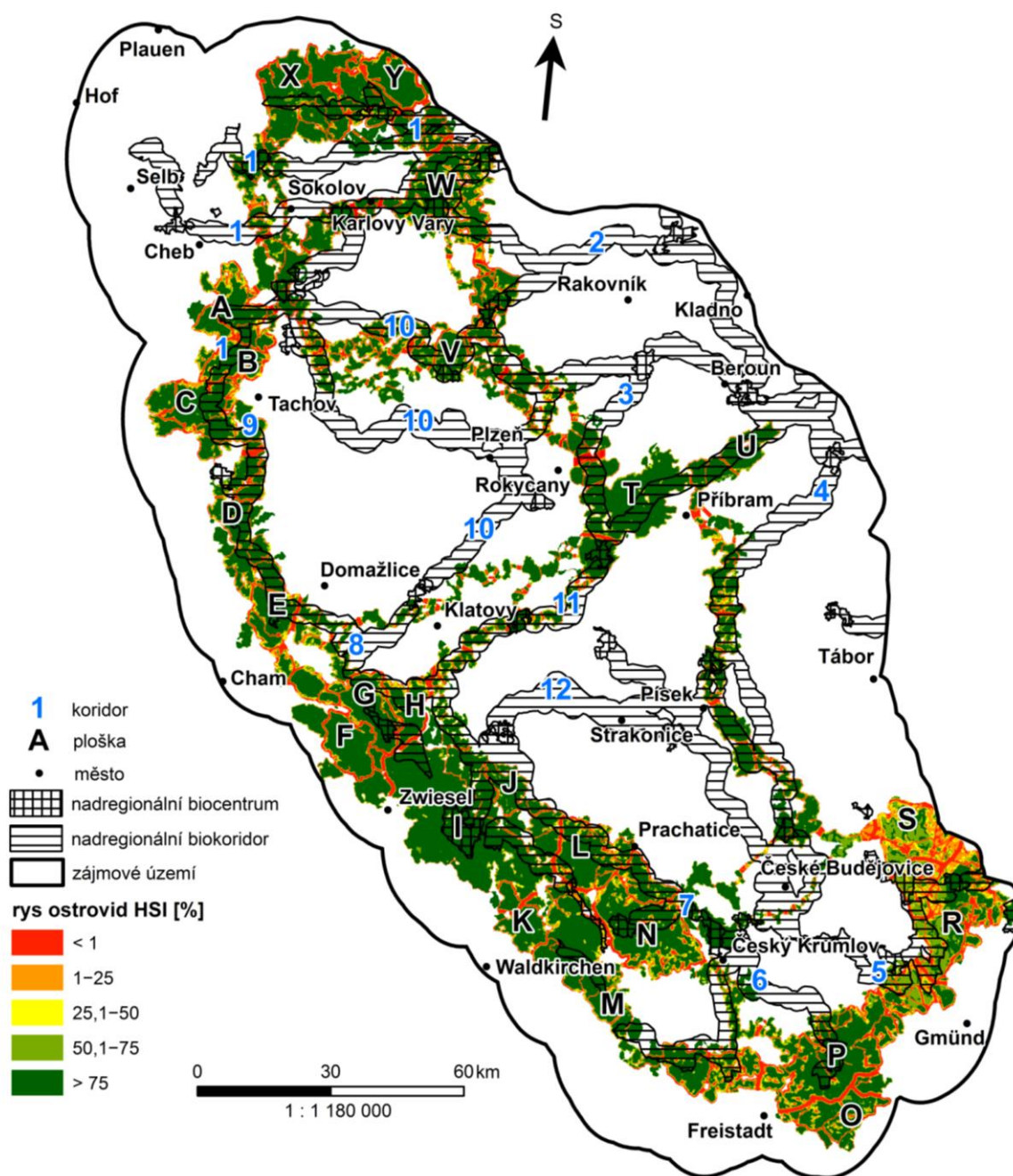
Příl. 33: Potenciální migrační koridory ve vztahu k chráněným územím



Zdroj: ArcData, 2000; CENIA, 2014; EEA, 2014; vlastní zpracování

(A–E) Český les, (F–M) Šumava, (N) Boletice, (P) Novohradské hory, (O) Mühlviertel, (R–S) Třeboňsko, (T–U) Brdy, (V) Manětínská, (W) Doupovské hory – Hradiště, (X–Y) Krušné hory

Příl. 34: Potenciální migrační koridory ve vztahu k nadregionálním prvkům ÚSES

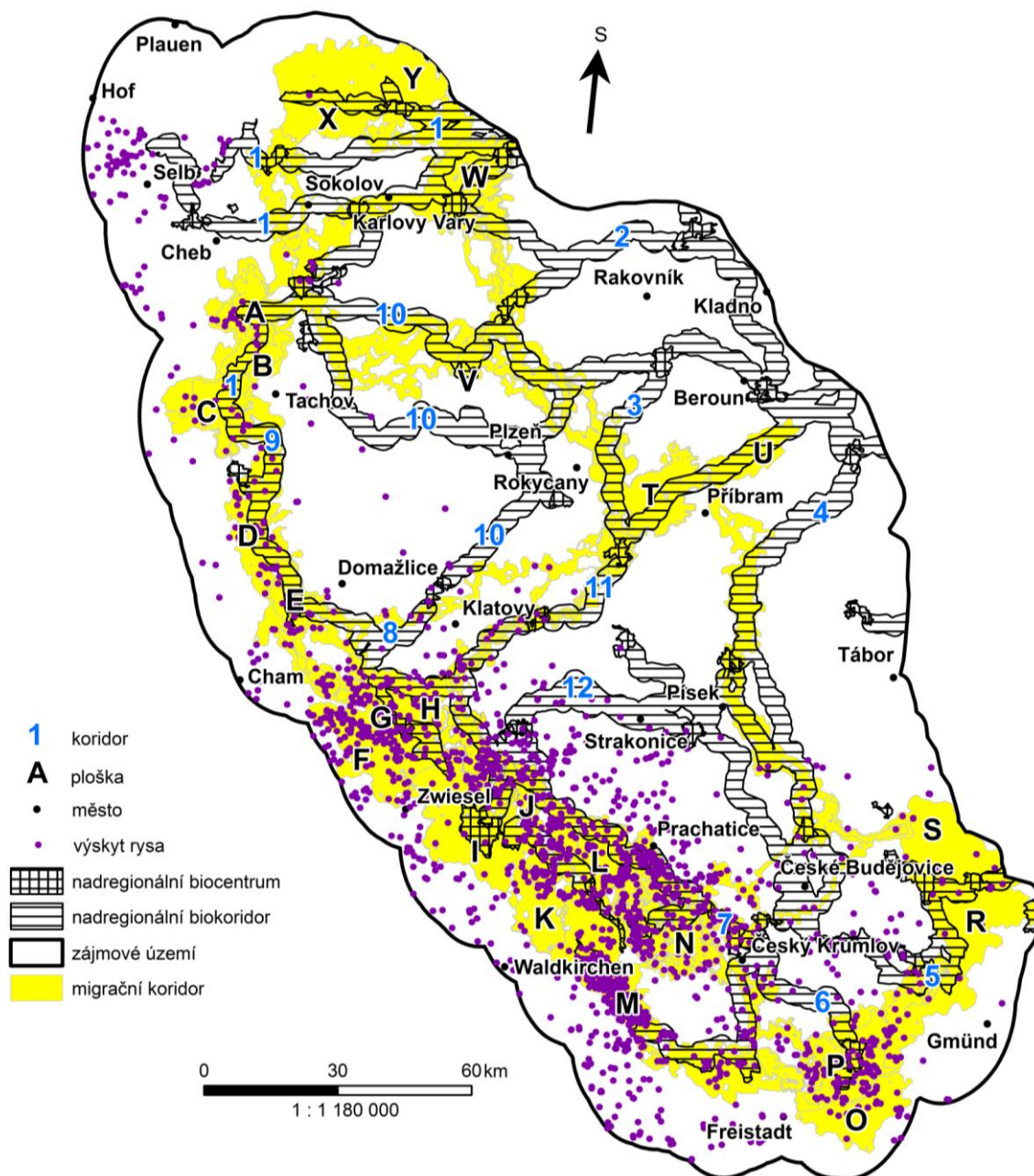


Zdroj: ArcData, 2000; CENIA, 2014; vlastní zpracování

(A–E) Český les, (F–M) Šumava, (N) Boletice, (P) Novohradské hory, (O) Mühlviertel, (R–S) Třeboňsko, (T–U) Brdy, (V) Manětínská, (W) Doupovské hory – Hradiště, (X–Y) Krušné hory

(1) Český les–Slavkovský les–Smrčiny–Krušné hory, (2) Doupovské hory–Křivoklátsko, (3) Křivoklátsko–Brdy, (4) Brdy–Údolí Otavy a Vltavy–Hlubocké obory–Třeboňsko, (5) Třeboňsko–Novohradské hory, (6) Novohradské hory–Blanský les–Šumava, (7) Blanský les–Boletice–Šumava, (8) Šumava–Český les, (9) Český les–Český les, (10) Brdy–Český les, (11) Brdy–Český les, (12) Šumava–Údolí Otavy a Vltavy

Příl. 35: Potenciální migrační koridory a nadregionální prvky ÚSES ve vztahu k bodům výskytu rysa ostrovida



Zdroj: ALKA Wildlife, 2014; ArcData, 2007; Buřka, 2013; CENIA, 2014; NDOP AOPK, 2014; vlastní zpracování

(A–E) Český les, (F–M) Šumava, (N) Boletice, (P) Novohradské hory, (O) Mühlviertel, (R–S) Třeboňsko, (T–U) Brdy, (V) Manětínská, (W) Doupovské hory – Hradiště, (X–Y) Krušné hory

(1) Český les–Slavkovský les–Smrčiny–Krušné hory, (2) Doupovské hory–Křivoklátsko, (3) Křivoklátsko–Brdy, (4) Brdy–Údolí Otavy a Vltavy–Hlubocké obory–Třeboňsko, (5) Třeboňsko–Novohradské hory, (6) Novohradské hory–Blanský les–Šumava, (7) Blanský les–Boletice–Šumava, (8) Šumava–Český les, (9) Český les–Český les, (10) Brdy–Český les, (11) Brdy–Český les, (12) Šumava–Údolí Otavy a Vltavy